



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**O banco de sementes do solo – uma
ferramenta para avaliação do estado de
conservação dos charcos temporários
mediterrânicos**

Emanuel Filipe Severino Ferreira

Orientação: Dr^a Anabela Belo

Co-Orientação: Dr^a Ana Lumbreras

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2016

Universidade de Évora

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**O banco de sementes do solo – uma ferramenta
para avaliação do estado de conservação dos
charcos temporários mediterrânicos**

Emanuel Filipe Severino Ferreira



Orientação: Dr^a Anabela Belo

Co-Orientação: Dr^a Ana Lumbreras

Agradecimentos

Em primeiro lugar, quero agradecer às minhas orientadoras, a professora Anabela Belo e Ana Lumbreras, pela proposta do tema de dissertação, pelos conhecimentos científicos transmitidos e pelo apoio prestado ao longo de toda a tese, assim como a revisão deste. Agradeço também a preciosa ajuda que a minha coorientadora Ana Lumbreras me deu na realização de análises estatísticas.

Agradeço ao Luís Sousa pelo apoio e conhecimento que transmitiu na identificação de espécies de plântulas emergidas nas amostras de solo.

Agradeço à professora Carla Cruz na disponibilização de materiais necessários para a realização do teste de germinação assim como o conhecimento que passou sobre algumas espécies de flora que emergiram nas amostras de solo.

O estudo subjacente à elaboração desta tese foi financiado pelo projeto LIFE Charcos (LIFE12NAT/PT/997), sem o qual não seria possível o seu desenvolvimento.

Por fim, não podia deixar de agradecer à minha família, colegas e amigos pela paciência, pelo apoio e sobretudo pela vossa amizade durante esta etapa da minha vida.

Índice Geral

Resumo	1
Abstract.....	2
1. Introdução.....	3
1.1 Charcos Temporários	3
1.2 Charcos temporários mediterrânicos (3170*).....	4
1.2.1 O valor biológico e a importância dos Charcos temporários mediterrânicos para os serviços dos ecossistemas	5
1.2.2 Fatores de risco para os Charcos temporários mediterrânicos	6
1.3 O Banco de Sementes dos Charcos temporários mediterrânicos.....	9
1.3.1 Definição e a sua importância para os Charcos temporários mediterrânicos.....	9
1.3.2 O banco de sementes do solo como uma ferramenta para conservação dos charcos temporários	10
1.4 Objetivos.....	12
2 Materiais e métodos.....	13
2.1 Área de estudo	13
2.2 Amostragem.....	15
2.3 Composição específica e quantificação do banco de sementes do solo	16
2.4 Análise de Dados	18
3. Resultados.....	20
3.1 Caracterização Geral.....	20
3.2 Distribuição Espacial	24
3.3 Estado de Conservação dos Charcos temporários mediterrânicos.....	27
3.4 Potencial de Recuperação de Charcos temporários mediterrânicos	34
4. Discussão.....	35
4.1 Caracterização Geral.....	35
4.2 Distribuição Espacial	35
4.3 Estado de Conservação dos Charcos temporários mediterrânicos.....	37
4.4 Charcos temporários mediterrânicos com valor para a conservação	40
4.5 Questões Futuras.....	40
5. Conclusões.....	41
6. Bibliografia.....	42
Anexo 1	47

Índice de Figuras

Figura 1 – Charco temporário mediterrânico. Figura retirada de Pinto-Cruz <i>et al.</i> (2011).	4
Figura 2 – <i>Eryngium corniculatum</i> . Figura retirada de Pinto-Cruz <i>et al.</i> (2011).	5
Figura 3 – <i>Isoetes sp.</i> Figura retirada de Pinto-Cruz <i>et al.</i> (2011).	5
Figura 4 – Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste. Figura retirada do Life + Charcos: www.lifecharcos.lpn.pt	13
Figura 5 – Localização dos 41 Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) no Sítio da Costa Sudoeste.....	15
Figura 6 – Recipientes com as amostras de solo na bancada.	17
Figura 7 – Colocação dos recipientes com as amostras de solo em tabuleiros grandes.	17
Figura 8 – Frequência de espécies no conjunto dos charcos inventariados.	22
Figura 9 – Frequência de espécies com interesse para a conservação no conjunto dos charcos inventariados.	24
Figura 10 – Frequência de espécies exóticas no conjunto dos charcos inventariados. ..	24
Figura 11 – Riqueza específica média e erro-padrão das cinturas externa, média e interna dos charcos temporários, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.....	25
Figura 12 – Abundância média (sementes/m ²) e erro-padrão das cinturas externa, média e interna dos charcos temporários, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.	26
Figura 13 – Média e erro-padrão do número de espécies com interesse para a conservação (A) e do número de espécies exóticas (B) nas cinturas externa, média e interna dos charcos temporários.	26
Figura 14 – Análise de Componentes Principais (PCA) dos Charcos temporários mediterrânicos de acordo com o estado de conservação no conjunto das cinturas (A), na cintura externa (B), na cintura média (C) e na cintura Interna (D). Estados de conservação – Bom (Verde); Intermédio (Azul) e Mau (Vermelho).	28
Figura 15 – Riqueza específica média e erro-padrão dos charcos temporários agrupados de acordo com o estado de conservação, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.	30
Figura 16 – Abundância média (sementes/m ²) e erro-padrão dos charcos temporários agrupados de acordo com o estado de conservação, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de	

conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas..... 31

Figura 17 – Média e erro-padrão do número de espécies com interesse para a conservação (A) e do número de espécies exóticas (B) nos charcos temporários agrupados de acordo com o estado de conservação. As diferenças significativas estão representadas a partir das letras que se encontram no topo das colunas..... 32

Figura 18 – Frequência de espécies nos Charcos: LIFE 414 (A) e Toj 1 (B). 32

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Valores do Índice de Shannon (H') nos Charcos temporários mediterrânicos estudados calculados a partir do banco de sementes.	21
Tabela 2 – Espécies Indicadoras das cinturas dos Charcos temporários mediterrânicos.	27
Tabela 3 – Espécies Indicadoras dos estados de conservação dos Charcos temporários mediterrânicos com base no banco de sementes do solo.	33
Tabela 4 – Charcos temporários mediterrânicos com valor para a conservação.	34
Tabela 5 – Charcos temporários mediterrânicos com maior degradação.	34

O banco de sementes do solo – uma ferramenta para avaliação do estado de conservação dos charcos temporários mediterrânicos

Resumo

Os Charcos temporários mediterrânicos (3170*) são habitats prioritários devido à enorme biodiversidade que albergam e ao grau de ameaça sob o qual se encontram. A singularidade deste habitat resulta da coexistência de diferentes comunidades de plantas no mesmo espaço mas em períodos de tempo diferentes, o que é viabilizado pela existência de bancos de sementes abundantes e diversificados. A avaliação da composição específica e abundância do banco de sementes do solo permitiu determinar a distribuição espacial das sementes e o potencial de recuperação dos charcos. Com esta avaliação concluiu-se que existe uma maior riqueza específica nas cinturas externa e média dos charcos do que na cintura interna. Concluiu-se também que o conhecimento do banco de sementes dos charcos pode contribuir para a definição de estratégias de gestão/recuperação dos charcos, nomeadamente daqueles que possuem grau de conservação intermédio, funcionando como um valioso instrumento de gestão.

Palavras-chave: Cinturas; Espécies indicadoras; Flora; Sítio de Interesse Comunitário da Costa Sudoeste; Recuperação de habitat

The soil seed bank - a tool for assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds

Abstract

Mediterranean temporary ponds (3170*) are priority habitats due to the huge biodiversity they shelter and because they are menaced. The uniqueness of this habitat results from the coexistence of different plant communities in the same space at different time periods, what is allowed by the existence of abundant and diversified soil seed banks. The assessment of the specific composition and abundance of soil seed bank, made possible to ascertain the spatial distribution of seeds within ponds and their recovery potential. This assessment showed that there is more specific richness in intermediate and outer belts of ponds than in the inner belt. It also showed how valuable can this information be regarding the design of management or recovery strategies for ponds, particularly for those with intermediate degree of conservation.

Keywords: Belts; Indicator species; Flora; Habitat recovery; Site of Community Interest of Southwest Coast.

1. Introdução

1.1 Charcos Temporários

As zonas húmidas são definidas como zonas de transição entre os sistemas terrestres e aquáticos, isto é, são áreas cobertas por água ou com solos alagados por longos períodos durante a estação de crescimento. Segundo a Convenção de Ramsar (Ramsar, 2013), as zonas húmidas são definidas por “zonas de pântano, charco, turfeira ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo zonas marinhas cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”. A importância da conservação destas zonas deve-se às funções ecológicas vitais que estas apresentam, tais como o armazenamento de água, a mitigação de inundações, o controle da erosão, a retenção de sedimentos, nutrientes e poluentes e a manutenção da biodiversidade, promovendo habitats para muitas espécies de animais e de plantas (Keddy *et al.*, 2009; Ramsar, 2013).

Entre os diversos ecossistemas que se encontram nas zonas húmidas, contam-se os charcos temporários, habitualmente com área inferior a 10ha, que são definidos por depressões pouco profundas, caracterizadas por uma alternância entre períodos de inundação e de secura (Ferreira, 2010). São depressões endorreicas, em áreas isoladas dos corpos de água permanente, geralmente situadas em solos hidromórficos, em que a fase inundada é longa o suficiente para permitir o desenvolvimento de vegetação aquática ou anfíbia e prevenir o estabelecimento de flora terrestre. No entanto, o período de secura é igualmente importante para prevenir o estabelecimento de flora característica de águas permanentes e isto faz com que sejam ecossistemas com uma vegetação característica adaptada a estas condições (Ramsar, 2013).

Existem diferentes tipos de charcos temporários que variam segundo o substrato, tamanho, período de inundação, biodiversidade, e apresentam uma nomenclatura própria, de acordo com a sua distribuição geográfica (Grillas *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2001). Neste estudo, ocupar-nos-emos apenas dos charcos temporários mediterrânicos (CTM).

1.2 Charcos temporários mediterrânicos (3170*)

Na região mediterrânica, ocorre um tipo específico de charcos temporários, os charcos temporários mediterrânicos (3170*) (Figura 1). Estes habitats de água doce e temporária são ecossistemas singulares dos mais ameaçados da Europa (Zacharias *et al.*, 2007; Zacharias e Zamparas, 2010; EPCN, 2008). São formados por complexos de depressões endorreicas, com um tamanho e uma profundidade reduzidas e contêm uma camada de solo impermeável que promove a retenção temporária da água das chuvas (Ferreira, 2010; Pinto-Cruz *et al.*, 2011). A duração da fase inundada de cada charco – o seu período de encharcamento ou hidroperíodo – difere de ano para ano, condicionada pela irregularidade das chuvas no clima mediterrânico (Aponte *et al.*, 2010; Pinto-Cruz *et al.*, 2011). Apresentam anualmente uma alternância entre períodos de inundação invernal, resultante da acumulação da precipitação e que geralmente não ultrapassa o meio metro de profundidade, e de seca estival, caracterizada pela ausência de água devido à evapotranspiração. Esta alternância temporal e espacial determina a composição e manutenção da fauna e flora características deste tipo de ecossistemas (Aponte *et al.*, 2010; Pinto-Cruz *et al.*, 2009; Ruiz, 2008).



Figura 1 – Charco temporário mediterrânico.

Os charcos temporários mediterrânicos são preenchidos temporariamente por águas doces superficiais e apresentam uma vegetação pioneira e anual, pertencente à classe *Isoeto-Nanojuncetea*. Esta é constituída maioritariamente por diferentes comunidades de terófitos (plantas anuais que suportam a estação desfavorável sob a forma de semente) e de geófitos (plantas que permanecem enterradas no solo durante a época desfavorável, sob a forma de bolbos, rizomas ou tubérculos) que crescem em solos periodicamente inundados (Bagella & Caria, 2012; Fernandes, 2015; Ferreira, 2010).

Estas comunidades de plantas distribuem-se em cinturas, mais ou menos concêntricas, segundo um gradiente de disponibilidade hídrica (Aponte *et al.*, 2010). Assim, a flora vascular dos CTM varia espacialmente, dependendo do hidroperíodo, isto é, existem espécies que toleram solos alagados, espécies anfíbias que estão adaptadas a viver na terra ou na água e que por isso podem variar morfológicamente ao longo do seu ciclo e espécies aquáticas que se desenvolvem em águas mais profundas (Bagella & Caria, 2012; Fernandes, 2015).

A existência de espécies bioindicadoras neste tipo de ecossistemas é importante, já que estas ajudam a diagnosticar um determinado habitat natural (Ferreira, 2010; Pinto-Cruz *et al.* 2011). Além dos indicadores de habitat, existem plantas indicadoras do estado de conservação desse habitat (Pinto-Cruz *et al.*, 2009; Fernandes, 2015; Lumbreras *et al.*, 2016) (Figuras 2 e 3).



Figura 2 – *Eryngium corniculatum*.



Figura 3 – *Isoetes* sp.

Em termos de fauna, estes ecossistemas albergam uma diversidade de espécies de vertebrados dos quais se destacam os anfíbios, que utilizam estes locais para a reprodução e deles dependem na fase inicial do seu ciclo de vida (fase larvar) e invertebrados, como é o caso dos crustáceos do género Triops, que são considerados fósseis vivos (Beja & Alcazar, 2003; Ferreira, 2010; Zacharias & Zamparas, 2010).

1.2.1 O valor biológico e a importância dos Charcos temporários mediterrânicos para os serviços dos ecossistemas

Os complexos de charcos são importantes como suporte das metapopulações de várias espécies de plantas, anfíbios e invertebrados e para a conectividade entre outros habitats de água doce (Canha & Pinto-Cruz, 2010; Céréghino *et al.*, 2008). Dadas as condições ecológicas específicas dos CTM, eles albergam uma diversidade de seres vivos únicos,

alguns endêmicos e ameaçados, tanto a nível europeu como global. É a diversidade de espécies de fauna e flora que utilizam este habitat prioritário como refúgio que fazem com que os charcos temporários sejam considerados *hotspots* da biodiversidade (Canha & Pinto-Cruz, 2010; Zacharias *et al.*, 2007; Zacharias & Zamparas, 2010). A alternância entre períodos de inundação e de seca e o isolamento destes habitats de água doce em relação a outros corpos de água promove a proteção das populações contra doenças e impede a propagação de espécies invasoras e a colonização de espécies típicas de águas permanentes (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015).

Em termos de serviços de ecossistemas, os CTM contribuem para a solução sustentável de alguns dos principais problemas de gestão de água e alterações climáticas, tais como a remoção de poluentes nas águas superficiais, assim como sedimentos, fósforo e azoto o que promove melhoria da qualidade da água; promovem a retenção da água, de modo a que esta volte à sua fonte de origem; e o sequestro de carbono (Céréghino *et al.*, 2014).

Por fim, os sedimentos e os artefactos encontrados nos charcos temporários fornecem informações importantes acerca do próprio charco, da história da vida e do clima da região. Para além dos CTM possuírem uma importância cultural e social, são ainda um recurso para a investigação científica e para a educação ambiental (Céréghino *et al.*, 2014; EPCN, 2008).

Estes habitats prioritários estão atualmente abrangidos pela Diretiva Habitats (Diretiva 92/43/CEE) para a conservação dos habitats naturais (Anexo I), assim como da flora e fauna selvagem (Anexos II, IV e V) ameaçados na União Europeia; pela Diretiva do Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CEE) e pela Convenção de Ramsar (Decreto nº 101/80 de 9 de outubro) (Ferreira, 2010; Pinto-Cruz *et al.*, 2011).

1.2.2 Fatores de risco para os Charcos temporários mediterrânicos

Durante muito tempo, os charcos temporários mediterrânicos foram elementos dominantes da paisagem do Sudoeste português e a sua manutenção era compatível com os usos tradicionais extensivos do solo. Atualmente, apesar das medidas de proteção deste habitat, observa-se a degradação e a regressão da área de ocorrência dos charcos, sendo a intensificação agrícola (mobilização, drenagem, conversão para reservatórios de água permanente, entre outros) uma das principais causas para esse efeito (Canha & Pinto-Cruz, 2010). Assim, apesar dos CTM terem um valor biológico muito elevado e importância ao nível dos serviços dos ecossistemas, a agricultura e o desenvolvimento

urbano desempenham um papel cada vez mais intenso na região mediterrânica, o que faz com que inúmeros locais com charcos temporários estejam em perigo de degradação (Zacharias & Zamparas, 2010).

As principais ameaças aos charcos temporários estão relacionados com as alterações no regime hidrológico, mobilizações do solo, poluição, sobrepastoreio, fogo, espécies invasoras e alterações climáticas (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015; Ruiz, 2008).

Das alterações ao funcionamento hidrológico de um charco provocadas pela atividade do homem, salientamos:

- **Sobre-exploração de aquíferos:** a construção de poços em torno dos charcos e a plantação de culturas muito exigentes em água, como os eucaliptos, podem causar a depleção dos aquíferos, o que tem um impacto negativo sobre a hidrologia da área (Ruiz, 2008);
- **Drenagem:** promove a diminuição do encharcamento do solo permitindo o aumento da área que é aproveitada para fins agrícolas, o que leva à destruição dos charcos e ao desaparecimento das espécies de fauna e de flora típicas desses habitats (Canha & Pinto-Cruz, 2010);
- **Dragagem:** alguns charcos temporários são dragados para serem utilizados como bebedouros para o gado e transformam-se em corpos de água permanentes, o que pode levar à invasão de espécies de animais e de plantas menos especializadas e mais competitivas, colocando em risco as espécies características dos charcos (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015; Ruiz, 2008).

As mobilizações do solo em charcos temporários promovem a destruição da estrutura vertical do solo. Também a terraplanagem, usada para nivelamento dos terrenos com fins agrícolas, provoca a colmatação dos charcos temporários (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

A poluição existente nos CTM provem essencialmente de fertilizantes ou de pesticidas usados na agricultura que alteram a composição química da água. Muitas das espécies que ocorrem nestes ecossistemas são sensíveis a pesticidas e acabam por morrer ou desaparecer dos charcos poluídos. Por outro lado, os fertilizantes podem causar a eutrofização dos charcos, modificando as comunidades de flora e fauna existentes (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015; Ruiz, 2008).

O sobrepastoreio que existe em vários charcos temporários ocasiona excesso de nutrientes e provoca a eutrofização destes habitats de água doce, o que pode levar à colonização por espécies de plantas invasoras e mais competitivas. Para além disso, o sobrepastoreio causa uma destruição intensa da vegetação natural por ingestão e pelo pisoteio, afeta a capacidade de produção de sementes caso o pastoreio ocorra durante o período de floração, provoca a perda da estrutura do solo e mudanças na composição da flora e fauna (Ruiz, 2008).

A ocorrência de fogos em zonas húmidas temporárias causa a destruição da vegetação, assim como a diminuição do banco de sementes e da população animal existente. A destruição da vegetação pode originar erosão, devido ao assoreamento dos charcos, isto é, acumulação de cinzas e solo nos corpos de água doce (Zacharias e Zamparas, 2010; Ruiz, 2008).

A existência de espécies alóctones ou invasoras nos CTM pode fazer com que as espécies de plantas e animais autóctones fiquem em risco de desaparecer, devido à competição e predação a que são sujeitos. No caso dos animais, isto significa que a introdução de espécies invasoras como crustáceos e répteis que predam insetos e anfíbios, contribuem para o desaparecimento destes (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015; Ruiz, 2008). Para as plantas, a invasão de arbustos e gramíneas perenes na sequência da redução do pastoreio, por exemplo, tem sido identificada como uma ameaça para espécies anfíbias raras como *Isoetes setaceum*, *Marsilea strigosa*, *Pilularia minuta* (Rhazi *et al.*, 2004).

Os charcos temporários mediterrânicos dependem da alternância anual de períodos de inundação e de seca e são muito afetados pelo aumento da temperatura e diminuição da precipitação que se preveem num cenário provável de alterações climáticas (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015).

Para além das ameaças que foram referidas, existe ainda a ameaça do turismo, com a construção de novos edifícios e infraestruturas ou a realização de atividades motorizadas em áreas onde ocorrem charcos, o que pode levar a que haja mudanças geomorfológicas nestes habitats (Grillas *et al.*, 2004).

1.3 O Banco de Sementes dos Charcos temporários mediterrânicos

1.3.1 Definição e a sua importância para os Charcos temporários mediterrânicos

A manutenção da heterogeneidade espacial e temporal dos charcos temporários é garantida pela existência de bancos de sementes do solo (Aponte *et al.*, 2010). Estes são constituídos por todas as sementes (dormentes, inviáveis ou prontas a germinar) contidas no solo numa determinada área (Csontos, 2007).

A germinação de sementes das várias espécies de plantas existentes no banco de sementes dos Charcos temporários mediterrânicos depende de fatores abióticos e bióticos que contribuem para o seu desenvolvimento e sobrevivência, tais como:

- **Dormência:** A dormência não pode ser associada apenas à ausência de germinação, porque é uma característica das sementes que determina as condições adequadas para a germinação (Finch-Savage & Leubner-Metzger, 2006). A ocupação do mesmo espaço, em diferentes períodos de tempo, por diferentes comunidades de plantas é possível pela presença de sementes dormentes nos bancos de sementes do solo, capazes de germinar quando as condições climáticas sejam favoráveis e haja disponibilidade de água (Faist *et al.*, 2013).
- **Forma e tamanho das sementes:** Condicionam a heterogeneidade espacial do banco de sementes do solo, isto é, a distribuição de sementes em profundidade (Bekker *et al.*, 1998). Por exemplo, os esporos de *Isoetes spp.* têm uma forma esférica e dimensões reduzidas, o que favorece a sua descida em profundidade, mas já no caso do *Eryngium corniculatum*, o seu tamanho e os apêndices que possui, dificultam a sua distribuição para zonas mais profundas.
- **Hidroperíodo (período de encharcamento):** a germinação e o desenvolvimento de sementes das espécies existentes no banco de sementes do solo depende do gradiente de disponibilidade hídrica e da permanência da coluna de água no charco (Aponte *et al.*, 2010; Faist *et al.*, 2013);
- **A profundidade a que as sementes se encontram:** a germinação é reduzida ou mesmo inibida, quando as sementes se encontram a maior profundidade devido à

falta de luz, sobretudo se forem pequenas (Csontos, 2007; Mcfarland & Shafer, 2011);

- **Espécies invasoras:** numa situação de *stress* hídrico, espécies invasoras com necessidades hídricas menores e com condições ecológicas menos restritas podem germinar e surgir com maior frequência ameaçando a permanência das espécies características dos charcos temporários nos bancos de sementes respetivos (Aponte *et al.*, 2010; Faist *et al.*, 2013).

Este estudo/tese ajudará a perceber de que modo é que as sementes estão distribuídas nos CTM, ou seja, se o meio aquático faz com estas estejam distribuídas de igual forma por todo o charco e são as condições bióticas e abióticas que promovem o desenvolvimento de algumas em determinados locais (as cinturas), ou pelo contrário, se as sementes também estão distribuídas por cinturas, reforçando a distribuição espacial de comunidades de vegetação real distintas.

1.3.2 O banco de sementes do solo como uma ferramenta para conservação dos charcos temporários

Após a ocorrência de perturbações, a regeneração de uma comunidade de plantas é possível a partir das sementes que se encontram no banco de sementes do solo ou provenientes da dispersão de sementes da vegetação circundante (Pakeman & Small, 2005). As espécies que ocorrem em habitats caracterizados por ciclos de perturbação, como é o caso de períodos de inundação recorrentes, são favorecidas com a produção de um grande número de sementes viáveis que aguardam no banco de sementes do solo por condições favoráveis para a sua germinação (Bossuyt & Honnay, 2008). As zonas húmidas, como os CTM, são um bom exemplo deste tipo de habitats. Noutro tipo de habitats regularmente perturbados, como por exemplo os campos aráveis, a composição da vegetação é determinada principalmente pela composição do banco de sementes do solo (Levassor *et al.*, 1990), o que faz com que exista elevada semelhança entre o banco de sementes do solo e a vegetação. A semelhança entre a composição de espécies do banco de sementes e da vegetação tende a diminuir com o aumento da estabilidade da comunidade de plantas (Bossuyt & Honnay, 2008).

Existem alguns estudos que ajudaram a determinar o contributo do banco de sementes do solo para o processo de regeneração da vegetação de um habitat a partir da avaliação da abundância, da distribuição de sementes e da composição de espécies, como Luzuriaga

et al. (2005). Estes autores referem que a sucessão secundária em habitats que foram sujeitos a perturbações, como revolvimento e homogeneização do solo das pastagens, a comunidade de plantas é composta principalmente por espécies de ervas daninhas anuais, semelhantes às que estão presentes no banco de sementes do solo, o que comprova que a composição da vegetação nos primeiros estágios de sucessão reflete a composição do banco de sementes; Os bancos de sementes do solo das zonas húmidas funcionam como um reservatório para as comunidades futuras de plantas, protegendo-as contra as flutuações ambientais de carácter não permanente (Brock & Rogers, 1998), o que permite a expressão da heterogeneidade espacial e temporal característica dos CTM bem conservados. Estes exemplos demonstram que o banco de sementes é uma fonte muito importante para a manutenção e restauro das comunidades de plantas (Bossuyt & Honnay, 2008).

Segundo DeBerry & Perry (2000), a transplantação de solos de zonas húmidas é uma estratégia de recuperação ou restauro para habitats perturbados, já que promove o aumento da cobertura e de diversidade de espécies nos locais em recuperação/restauro. Também por isso é muito importante o conhecimento dos bancos de sementes do solo dos CTM de modo a estabelecer medidas de gestão e restauro que permitam mantê-los num bom estado de conservação. De acordo com o sugerido por Van de Broeck *et al.* (2015), o conhecimento do banco de sementes, para além de servir de base para elaboração de medidas de conservação dos CTM, poderia ser utilizado para avaliar o estado de conservação destes. Esta avaliação poderá ajudar a entender em que medida os bancos de sementes do solo dos charcos refletem as condições e/ou perturbações atuais a que estão ou estiveram sujeitos no passado, usando essa informação para determinar que charcos têm a capacidade de manter o seu bom estado de conservação e quais os que precisam de ser recuperados ou restaurados.

1.4 Objetivos

Com esta tese pretende-se avaliar o potencial de recuperação da vegetação de charcos temporários mediterrânicos do SIC da Costa Sudoeste através da caracterização do seu banco de sementes do solo. A determinação da composição qualitativa e quantitativa do banco de sementes dos CTM estudados permite ajuizar sobre a necessidade de aplicação de estratégias de recuperação e, em cada caso, decidir quais as mais adequadas à manutenção de um bom estado de conservação dos CTM em causa.

De uma forma mais específica, pretende-se: a) caracterizar o banco de sementes dos Charcos temporários mediterrânicos estudados; b) conhecer a distribuição espacial das sementes existentes nos charcos; c) determinar a relação do banco de sementes com o estado de conservação dos CTM.

2 Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Os Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) em estudo localizam-se no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste (Figura 4). Este situa-se no litoral sudoeste de Portugal Continental, com uma extensão de 125 km (orientação Norte-Sul), numa área total de 118.267 hectares (área terrestre: 99.457 ha; área marinha: 18.810 ha). Esta zona abrange administrativamente os distritos de Beja e Faro, mais especificamente, os concelhos de Sines, Santiago do Cacém, Odemira, Aljezur, Vila do Bispo e Lagos. O Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) também se encontra inserido no SIC, assim como grande parte do Aproveitamento Hidroagrícola do Perímetro de Rega do Mira (AHPRM), onde domina as explorações intensivas (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

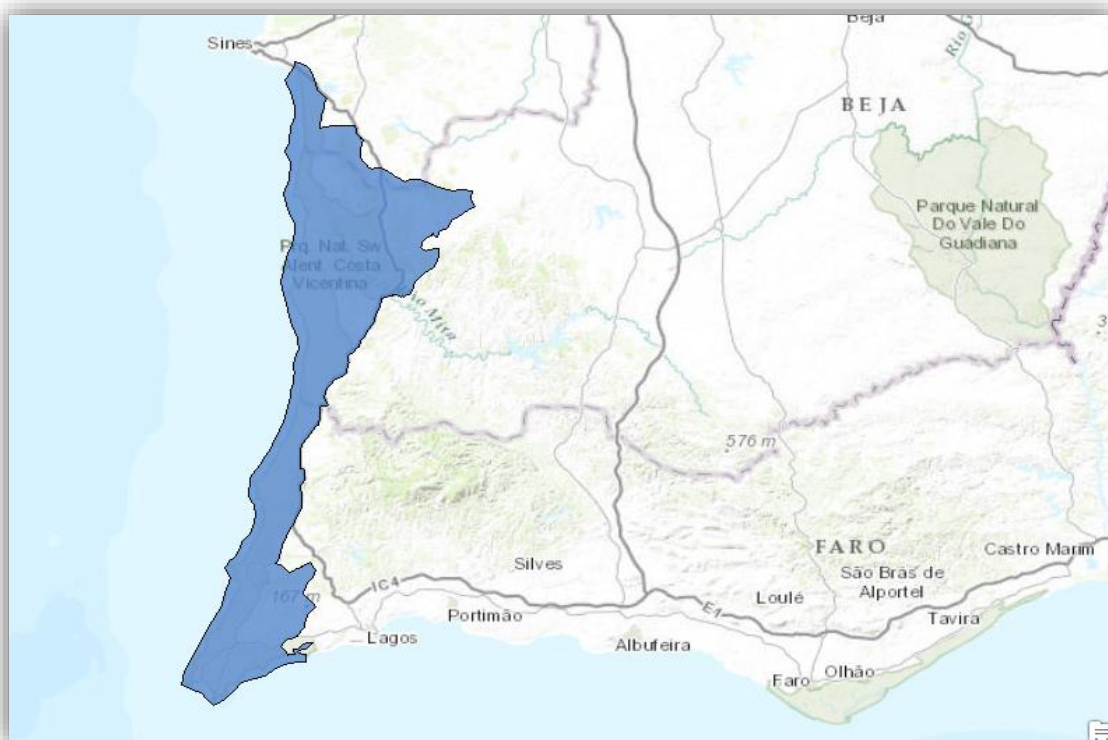


Figura 4 – Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste (figura retirada do Life + Charcos: <http://lifecharcos.lpn.pt/>).

A área em estudo apresenta um clima mediterrânico (caracterizado pela existência de uma estação quente e seca e uma estação fria e húmida) com influência marítima, isto é, a proximidade do mar e os ventos marítimos promovem a ocorrência de invernos suaves e de verões mais frescos, com temperaturas amenas ao longo do ano (Portal do ICNF).

Dentro da área de estudo verifica-se um aumento de temperatura e uma diminuição da precipitação de norte para sul e leste para este. Por exemplo, o concelho de Odemira, no extremo norte, apresenta uma temperatura média anual de 17,1°C (com temperatura média mínima de 11,9 °C em Janeiro e temperatura média máxima de 23,1 °C em Agosto) e precipitação média anual de 516 mm, enquanto o concelho de Vila do Bispo tem uma temperatura média anual de 16,2 °C (com temperatura média mínima de 12,3 °C em Janeiro e temperatura média máxima de 20,6 °C em Agosto) e precipitação média anual de 483 mm (Climate-Data.org).

O bioclima que o SIC da Costa Sudoeste apresenta é o “Mediterrânico Pluvi-estacional Oceânico”, com o andar bioclimático “Termomediterrânico Superior” (termotipo) e “Seco Superior”, na zona norte, ou “Seco Inferior” na zona sul da área de estudo (ombrotipo) (IPMA, 2015).

O relevo deste território é caracterizado por um planalto costeiro ligeiramente ondulado, não havendo declives acentuados, exceto nas diversas linhas de água e pequenos vales existentes. Em relação ao solo, este é formado por depósitos sedimentares recentes que se apresentam sobre xistos e grauvaques de idade carbónica, pouco permeáveis, o que faz com que a água infiltrada nas formações detríticas não consiga deslocar-se para zonas mais profundas (Hidroprojecto, 2008).

O SIC da Costa Sudoeste destaca-se pela diversidade de habitats costeiros que possui, como sapais, falésias, sistemas dunares e sistemas lagunares, sendo uma área com qualidade paisagística e ecológica que importa conservar. Dos 49 habitats naturais e semi-naturais identificados e listados no Anexo B-I da Diretiva Habitats, 11 são considerados prioritários e, entre eles, contam-se os charcos temporários mediterrânicos (Portal do ICNF).

2.2 Amostragem

Nos outonos de 2013 e 2014, antes das primeiras chuvas, foram recolhidas amostras de solo em 41 Charcos Temporários Mediterrânicos no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste para a quantificação das espécies presentes nos bancos de sementes do solo em estudo (Figura 5). Esta altura do ano é a mais indicada para fazer a amostragem do banco de sementes do solo, dado que todas as plantas já produziram sementes mas a germinação ainda não se iniciou e por isso os resultados da amostragem não serão enviesados (Csontos, 2007).

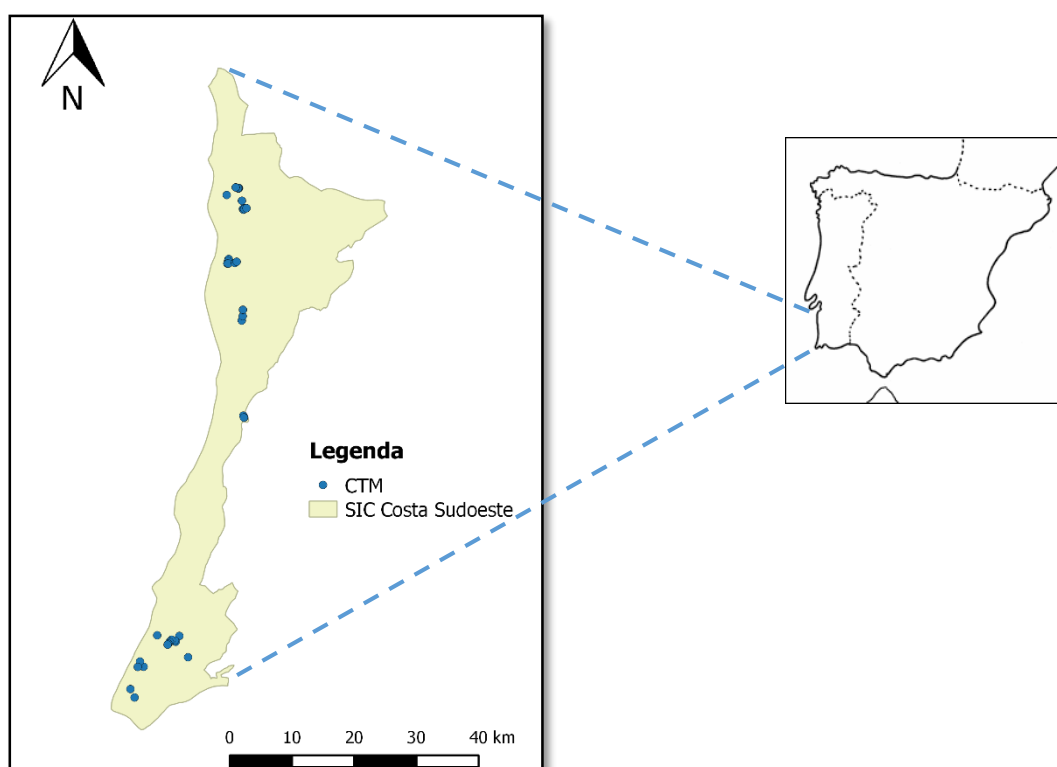


Figura 5 – Localização dos 41 Charcos Temporários Mediterrânicos (CTM) no Sítio da Costa Sudoeste.

Em cada cintura de cada um dos charcos, foram aleatoriamente recolhidas com uma sonda, 16 amostras de solo com 10 cm de profundidade e 5 cm de diâmetro. Estas amostras foram divididas por profundidade (0–5 cm e 5–10 cm) e guardadas separadamente em dois sacos, de modo a formar amostras compósitas; os sacos, devidamente identificados, foram transportados para o laboratório para análise posterior. De acordo com uma primeira análise sumária (Belo *et al.*, 2014), verificou-se que a quantidade de sementes na profundidade 5–10 cm era muito pequena quando comparada com a que existia em 0–5 cm, como é usual em solos não ou pouco mobilizados (Mcfarland & Shafer, 2011), pelo que apenas as amostras de 0–5 cm foram analisadas.

2.3 Composição específica e quantificação do banco de sementes do solo

Para quantificar a densidade e a composição do banco de sementes em cada um dos charcos, usámos um método indireto – o método de germinação, muito usado em estudos semelhantes (Mcfarland & Shafer, 2011; Price, 2010). Neste método, as amostras de solo são colocadas em condições que permitam a germinação das sementes nelas contidas e feita a identificação e contabilização das plântulas emergidas nas amostras.

Cada uma das 102 amostras compósitas correspondentes a uma combinação charco/cintura foi seca ao ar livre, em tabuleiros, limpa de pedras, raízes e outros detritos orgânicos, e homogeneizada. De cada uma destas amostras foram retirados 100 g de solo e colocados em recipientes de folha de alumínio (10 x 8 x 5 cm), devidamente identificados, e parcialmente preenchidos com uma mistura de vermiculite (10 x 8 x 2 cm) para aumentar a capacidade de absorção de água, e areia de rio (10 x 8 x 1,5 cm) para conferir peso e estabilidade ao recipiente. Estes materiais não contêm sementes e estão separados da amostra por um tecido (28 x 13 cm) fino e permeável à água e às raízes. Para além do aumento da capacidade de armazenamento de água disponível para a amostra e do aumento de estabilidade proporcionado, as duas camadas anteriormente referidas funcionam também como substrato de enraizamento (Mcfarland & Shafer, 2011; Neff, 2009).

Os recipientes contendo as amostras foram colocados numa bancada de laboratório com luz natural e à temperatura ambiente, simulando condições de estufa (figura 6) e foram mantidos à capacidade de campo. O local onde cada amostra se encontra foi regularmente alterado para minimizar as hipotéticas diferenças das condições de luz/ensombramento. Estas trocas de posição das amostras são muito importantes, já que evitam a inclinação das plantas em direção à luz, assim como um eventual ensombramento das espécies mais pequenas dessa amostra ou de amostras vizinhas.



Figura 6 – Recipientes com as amostras de solo na bancada.

Após três meses, os recipientes que continham as amostras começaram a ficar com zonas corroídas, provavelmente devido à acidez do solo dos charcos temporários. Assim, foi necessário colocá-los em tabuleiros de grandes dimensões (60 x 40 x 15cm) e a rega passou a fazer-se nos tabuleiros de onde a água passou a ser absorvida por capilaridade através pequenos furos feitos previamente na parte de baixo de cada recipiente (figura 7).



Figura 7 – Colocação dos recipientes com as amostras de solo em tabuleiros grandes.

Mesmo dentro dos tabuleiros as diferenças das condições de luz/ensombramento sobre os recipientes foram minimizadas com a mudança de posição dos tabuleiros, e dos recipientes dentro dos tabuleiros, duas vezes por semana.

Tentou-se identificar as plântulas até à espécie, mas nos casos em que isso não foi possível foram retiradas da amostra e colocadas noutros recipientes, até que a sua identificação se tornasse viável (Mcfarland & Shafer, 2011).

2.4 Análise de Dados

A partir dos dados obtidos com a identificação e contabilização das diferentes espécies de plantas contidas em cada amostra de solo, foi calculado o número de espécies – Riqueza específica (S), o número de amostras em que cada espécie se encontra – Frequência (%), e o número de indivíduos de uma espécie – Abundância (sementes/m²), em cada cintura de cada charco, em cada charco e no conjunto dos charcos avaliados. Posteriormente, realizaram-se os mesmos cálculos considerando quatro perspectivas diferenciadoras: apenas as espécies características de zonas húmidas (comunicação pessoal de Carla Pinto-Cruz), apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (Lumbreras *et al.*, 2016), apenas as espécies exóticas e apenas as espécies com interesse para a conservação (IUCN, 2015). Também foram calculados para cada charco a equitabilidade e o Índice de Shannon (H') (Faist, 2013; Marañón, 1998).

Para analisar a distribuição espacial das sementes no solo foram efetuadas análises de comparação de médias da riqueza específica e da abundância de sementes nos charcos temporários e assim verificar se existem diferenças significativas entre as cinturas. Tal como anteriormente, foram também analisadas as diferenças entre cinturas apenas com as espécies características de zonas húmidas, com as espécies indicadoras do estado de conservação, com as espécies exóticas e com as espécies com interesse para a conservação. Realizaram-se ANOVAs, desde que os dados cumprissem as condições de normalidade e de homogeneidade (teste de Shapiro-Wilk e de Bartlett, respetivamente), Os testes de Tukey foram efetuados para detetar entre que cinturas existiam diferenças. Nos casos em que as condições para realização dos testes paramétricos não eram cumpridas realizaram-se testes de Kruskal-Wallis. Estas análises realizaram-se com o *software* R.

Com o objetivo de determinar se existiam espécies indicadoras para as diferentes cinturas da vegetação realizaram-se análises de espécies indicadoras com o *software* Ginkgo (Pacote B-VegAna; Cáceres *et al.*, 2007). Para a validação estatística procedeu-se ao teste de permutações de Monte Carlo e optou-se por uma análise de 10000 permutações e um nível de significância de 0,05.

Os CTM estudados foram classificados de acordo com o seu estado de conservação. Essa classificação foi feita a partir de critérios definidos em Lumbreras *et al.* (2016) como a topografia do charco, a estrutura da vegetação, o impacto humano e a tendência da dimensão do charco.

Foram realizadas análises multivariadas de ordenação para identificar as relações de semelhança entre charcos segundo o conteúdo de sementes do solo e as possíveis relações com o estado de conservação. Inicialmente realizou-se uma análise de correspondência destendenciada (DCA) para determinar os *lengths gradients* antes de decidir o método de análise mais adequado. A partir destes resultados foram realizados análises de componentes principais (PCA) com o programa CANOCO 4.5 (ter Braak and Smilauer, 2002).

Para comprovar se as diferenças entre os estados de conservação observadas nas análises multivariadas eram significativas foram efetuadas análises de comparação de médias da riqueza específica e da abundância de sementes. Usamos estas análises para verificar se existiam diferenças significativas entre as diferentes cinturas e também entre os vários estados de conservação. Para a determinação de espécies indicadoras dos estados de conservação realizaram-se análises de espécies indicadoras usando as mesmas análises que no caso das espécies indicadoras das cinturas.

Finalmente, foi elaborado um *ranking* dos CTM em função de um conjunto de parâmetros – nº de espécies de zonas húmidas, de espécies indicadoras do estado de conservação e de espécies com interesse para a conservação – para estabelecer o potencial de autorrecuperação.

3. Resultados

3.1 Caracterização Geral

No banco de sementes do solo dos Charcos temporários mediterrânicos (CTM) avaliados identificaram-se 89 espécies de flora (distribuídas por 28 famílias). De entre estas, 45 (50,6%) eram espécies características de zonas húmidas e 9 (10,1%) eram espécies indicadoras do estado de conservação, tal como definido em Lumbreras *et al.* (2016). A lista de espécies de plântulas identificadas nas amostras de solo e a respetiva classificação encontra-se na tabela 6 dos anexos.

A riqueza específica (S) média do banco de sementes do solo nos CTM analisados é de 18,5 espécies por charco, variando entre 5 espécies (nos charcos LIFE 228 e TOJ 1) até 27 espécies (no charco LIFE 401). Considerando apenas as espécies características das zonas húmidas (mas excluindo dessas as espécies exóticas), a riqueza média é de 13,2 espécies por charco, e varia entre 3 espécies (no charco LIFE 626) e 19 espécies (nos charcos LIFE 401 e LIFE 413). Por fim, o número médio de espécies indicadoras do estado de conservação em cada charco temporário é de 2,7, variando entre 1 espécie (nos charcos LIFE 210, LIFE 314, LIFE 321, LIFE 228, LIFE 305 e LIFE 619) e 6 espécies (nos charcos LIFE 413 e LIFE 608).

A abundância média de sementes contabilizadas no conjunto dos CTM é de 97574 sementes/m², variando de 6618 sementes/m² no charco LIFE 228, com 5 espécies, até 260230 sementes/m² no charco LIFE 319, com 23 espécies. Tendo em conta apenas as espécies características das zonas húmidas, a quantidade média de sementes é de 89652 sementes/m², e varia de 5091 sementes/m² no charco LIFE 228, com 4 espécies, até 239865 sementes/m² no charco LIFE 319, com 15 espécies. Quanto às espécies indicadoras de estado de conservação, o número médio de sementes/m² em cada charco é de 5476, variando de 509 sementes/m² no charco LIFE 228, com 1 espécie, até 18840 sementes/m² no charco LIFE 319, com 4 espécies.

Na tabela 1 apresentam-se os charcos ordenados pelos valores do Índice de Shannon (H') dos CTM. De acordo com este índice de diversidade verificou-se que, em geral, os charcos considerados em estado de conservação bom e intermédio apresentam maiores valores de H' .

Tabela 1 – Valores do Índice de Shannon (H') nos Charcos temporários mediterrânicos estudados calculados a partir do banco de sementes.

Estado de Conservação	Charco	H' Total
Bom	LIFE 415	2,8065
	LIFE 614	2,5067
	LIFE 413	2,3822
	LIFE 608	2,3065
	LIFE 401	2,2787
	LIFE 601	2,1882
	LIFE 203	2,1762
	LIFE 202	2,1665
	LIFE 204	2,1618
	LIFE 607	2,1585
	LIFE 604	2,1081
	LIFE 609	2,1022
	LIFE 606	2,0184
	LIFE 623	1,9894
	LIFE 602	1,8619
	LIFE 620	1,8592
	LIFE 603	1,8542
	LIFE 619	1,8505
	LIFE 403	1,7670
	LIFE 231	1,7049
Intermédio	LIFE 414	4,0551
	LIFE 215	2,2812
	LIFE 227	2,2242
	LIFE 210	2,2083
	LIFE 319	2,0321
	LIFE 314	1,908
	LIFE 321	1,4356
Mau	LIFE 233	2,27
	LIFE 230	2,2652
	LIFE 229	2,1565
	LIFE 232	1,9887
	LIFE 322	1,9191
	LIFE 205	1,8556
	LIFE 201	1,8211
	LIFE 622	1,7099
	LIFE 626	1,6973
	LIFE 625	1,6787
	LIFE 228	1,4388
	LIFE 305	1,3740
	LIFE 316	1,3277
	Toj 1	0,7157

Quanto à frequência das espécies nos 41 charcos temporários, existem 11 espécies distribuídas em mais de 50 % dos CTM em estudo (*Agrostis stolonifera*; *Anagallis arvensis*; *Juncus pygmaeus*; *Callitriche brutia*; *Callitriche stagnalis*; *Isolepis cernua*; *Juncus bufonius*; *Juncus capitatus*; *Juncus heterophyllus*; *Lythrum hyssopifolia*; *Polypogon monspeliensis*), e a espécie *Juncus bufonius* apresenta-se em todos os CTM avaliados (100%) (Figura 8). As restantes espécies são pouco abundantes (distribuídas em menos de 50% dos charcos), havendo algumas que se encontram apenas em um charco.

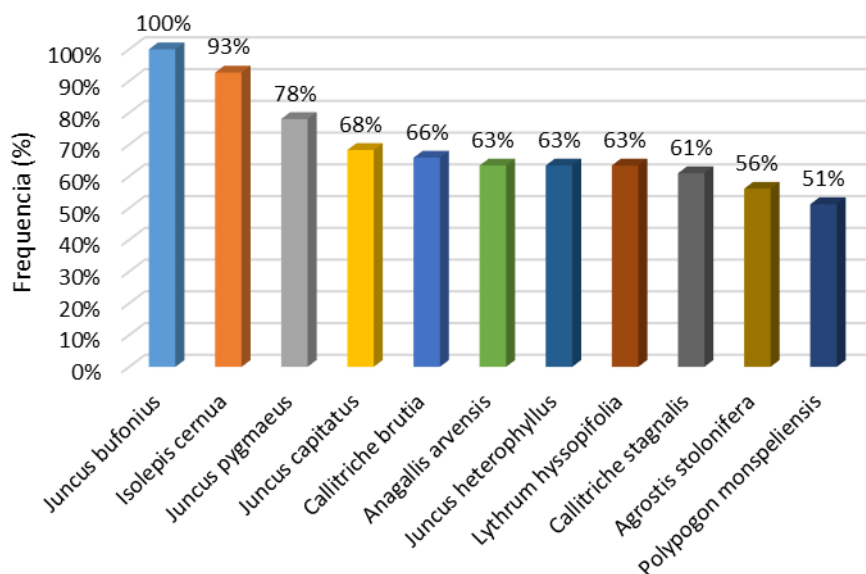


Figura 8 – Frequência de espécies no conjunto dos charcos inventariados.

Entre as 89 espécies identificadas e contabilizadas nos charcos temporários, há 5 com interesse para a conservação: *Elatine brochonii*, *Elatine macropoda*, *Eryngium corniculatum*, *Exaculum pusillum* e *Isoetes setaceum*. Estas espécies são simultaneamente características de zonas húmidas e possuidoras de estatuto de proteção: as espécies *E. brochonii*, *E. pusillum* e *I. setaceum* são dadas como quase ameaçadas (NT – Near threatened), enquanto as espécies *E. macropoda* e *E. corniculatum* são dadas como pouco preocupantes (LC – Least Concern) na Lista Vermelha da IUCN.

Quanto à frequência das 5 espécies protegidas no conjunto dos charcos avaliados (Figura 9), constatou-se que:

- A espécie *E. brochonii* encontra-se distribuída em 39% dos charcos em estudo, o que corresponde a 16 CTM, mais especificamente a 12 charcos com um estado de conservação bom (LIFE 202, LIFE 203, LIFE 204, LIFE 401, LIFE 403, LIFE 415, LIFE 604, LIFE 606, LIFE 607, LIFE 609, LIFE 614 e LIFE 619), a 3 charcos considerados intermédios (LIFE 210, LIFE 227 e LIFE 414) e a um charco considerado mau (LIFE 205);

- A espécie *E. macropoda* encontra-se em apenas 2% dos charcos em estudo, o que corresponde a 1 CTM apenas, LIFE 625, um charco com um estado de conservação considerado mau;

- A espécie *E. corniculatum* encontra-se em 24% dos charcos em estudo, o que corresponde a 10 CTM, nomeadamente a 8 charcos com um estado de conservação bom (LIFE 202, LIFE 203, LIFE 204, LIFE 403, LIFE 413, LIFE 601, LIFE 608 e LIFE 620) e a 2 charcos considerados intermédios (LIFE 215 e LIFE 227);

- A espécie *E. pusillum* encontra-se em 44% dos charcos em estudo, o que corresponde a 18 CTM, mais especificamente, a 13 charcos com um estado de conservação bom (LIFE 202, LIFE 401, LIFE 413, LIFE 415, LIFE 601, LIFE 603, LIFE 604, LIFE 606, LIFE 607, LIFE 609, LIFE 614, LIFE 620 e LIFE 623), a 3 charcos intermédios (LIFE 210, LIFE 227 e LIFE 414) e a 2 charcos maus (LIFE 228 e LIFE 233);

- A espécie *I. setaceum* encontra-se distribuída em 7% dos charcos em estudo, o que corresponde a 3 CTM, 2 com um estado de conservação bom (LIFE 401 e LIFE 608) e a um charco considerado mau (LIFE 622).

Em média, o número de espécies com estatuto de proteção por charco é de 1,2, variando de 1 espécie nos charcos LIFE 203, LIFE 205, LIFE 210, LIFE 228, LIFE 233, LIFE 319, LIFE 603, LIFE 619, LIFE 622, LIFE 623 e LIFE 625 até 3 espécies nos charcos LIFE 202, LIFE 401 e LIFE 614.

No banco de sementes do solo dos CTM analisados foram detetadas 3 espécies exóticas - *Carpobrotus edulis*, *Cotula coronopifolia* e *Paspalum paspalodes* (Figura 10), e verificou-se que:

- A espécie *Carpobrotus edulis* existe em cerca de 12% dos charcos em estudo, o que corresponde a 5 CTM, mais especificamente, a 2 charcos com um estado de conservação bom (LIFE 231 e LIFE 413), a 2 charcos intermédios (LIFE 210 e LIFE 319) e a 1 charco mau (LIFE 625);

- A espécie *Cotula coronopifolia* existe em cerca de 22% dos charcos em estudo, o que corresponde a 9 CTM, mais especificamente, a 3 charcos com um estado de conservação bom (LIFE 403, LIFE 608 e LIFE 609), a 3 charcos intermédios (LIFE 314, LIFE 319 e LIFE 321) e a 3 charcos maus (LIFE 305, LIFE 625 e LIFE 626);

- A espécie *Paspalum paspalodes* existe em cerca de 17% dos charcos em estudo, o que corresponde a 7 CTM, mais especificamente, a 2 charcos com um estado de

conservação bom (LIFE 202 e LIFE 415), a 1 charco intermédio (LIFE 314) e a 4 charcos maus (LIFE 233, LIFE 305, LIFE 322 e LIFE 625).

Em média, o número de espécies exóticas por charco é de 0,5, variando de 1 espécie nos charcos LIFE 202, LIFE 210, LIFE 231, LIFE 233, LIFE 321, LIFE 322, LIFE 403, LIFE 413, LIFE 415, LIFE 608, LIFE 609 e LIFE 626 até 3 espécies no charco LIFE 625.

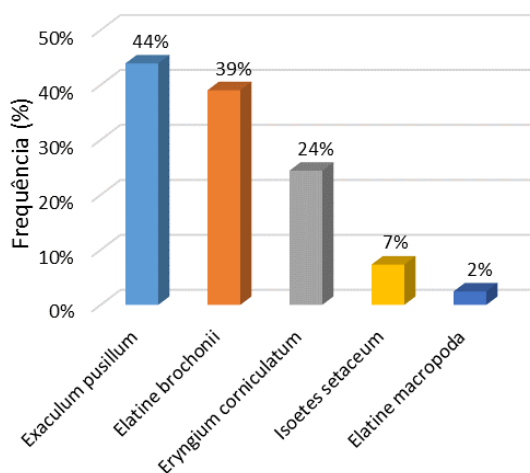


Figura 9 – Frequência de espécies com interesse para a conservação no conjunto dos charcos inventariados.

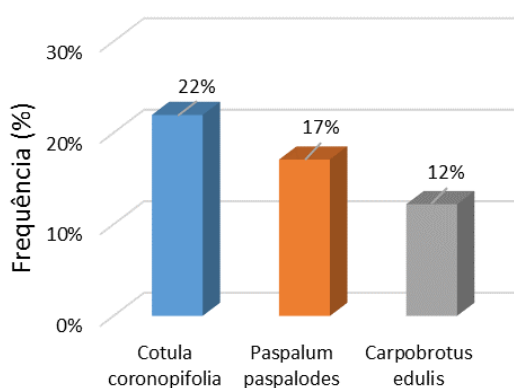


Figura 10 – Frequência de espécies exóticas no conjunto dos charcos inventariados.

3.2 Distribuição Espacial

Existem diferenças significativas ($P= 0,0025$) entre a riqueza específica (S) das cinturas dos CTM. As cinturas externa e média dos charcos têm médias semelhantes e possuem significativamente mais espécies do que a cintura interna (Figura 11A). Considerando apenas as espécies de zonas húmidas, verificam-se diferenças significativas ($P= 0,0378$), entre a cintura média e interna dos charcos. A cintura média dos CTM apresenta significativamente mais espécies do que a cintura interna (Figura 11B). No entanto, o número médio de espécies indicadoras em cada uma das cinturas não é significativamente diferente ($P= 0,1381$) (Figura 11C).

Riqueza específica média/cintura

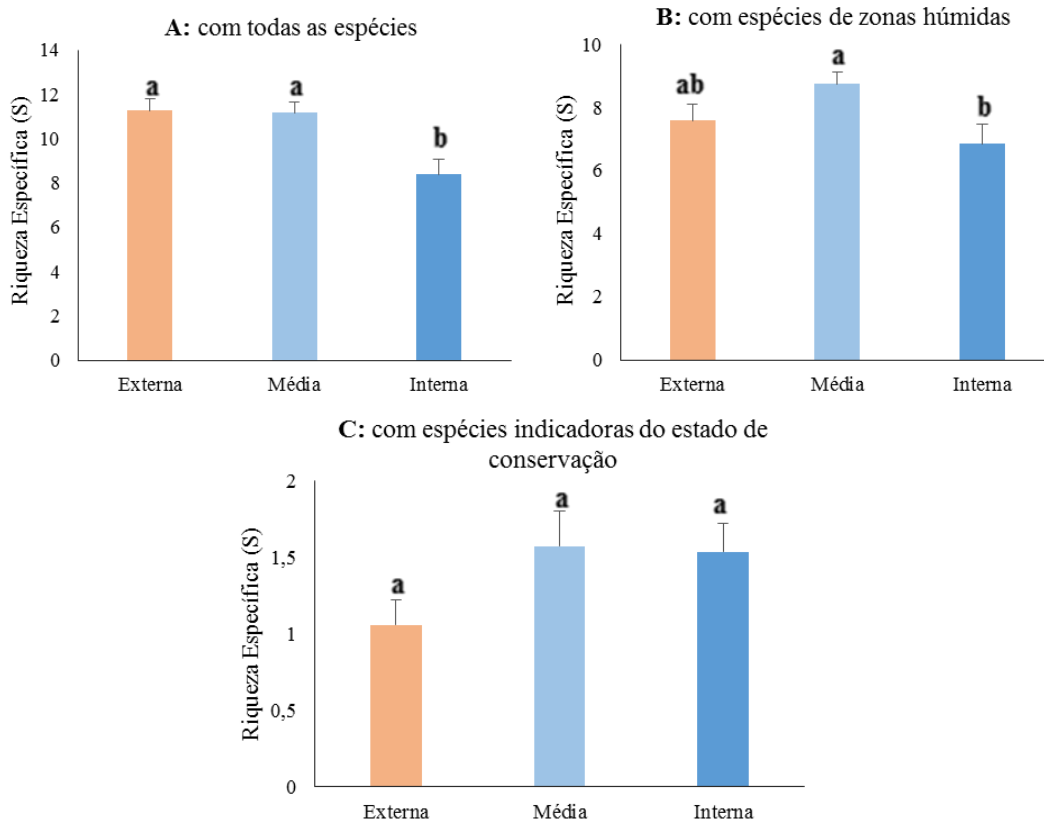


Figura 11 – Riqueza específica média e erro-padrão das cinturas externa, média e interna dos charcos temporários, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.

Quanto à análise de comparação de médias da abundância de sementes nos charcos temporários ao longo das cinturas, verificam-se diferenças significativas ($P= 0,0042$), entre a cintura externa e interna dos CTM. A cintura externa dos CTM tem mais sementes do que a cintura interna (Figura 12A). Estes resultados também se verificam na análise feita sobre a abundância média de sementes das espécies de zonas húmidas dos CTM (Figura 12B). Contudo, não existem diferenças significativas ($P= 0,0501$) entre a quantidade de sementes de espécies indicadoras nas cinturas (Figura 12C).

Abundância média/cintura

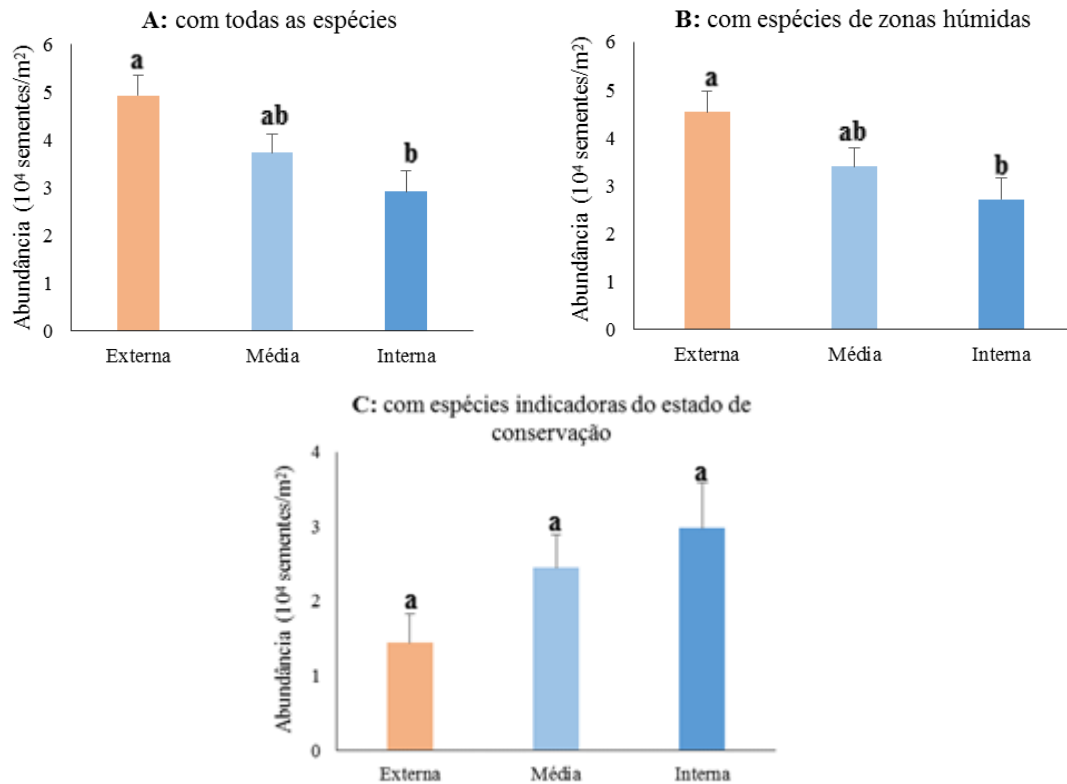


Figura 12 – Abundância média (sementes/m²) e erro-padrão das cinturas externa, média e interna dos charcos temporários, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.

A análise feita com o número médio de espécies com um estatuto de proteção e de espécies exóticas dos CTM ao longo das cinturas mostrou que não existem diferenças significativas nem num caso ($P = 0,7436$) nem no outro ($P = 0,1881$) (Figuras 13A e B, respetivamente).

Número médio de espécies/cintura

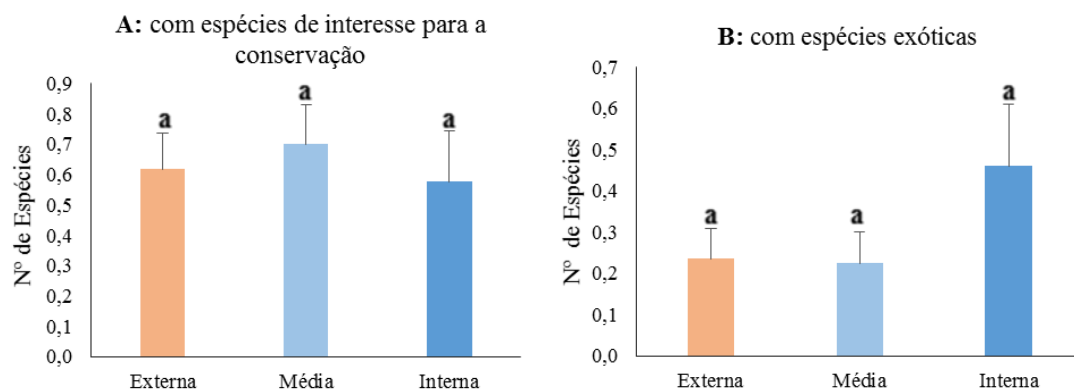


Figura 13 – Média e erro-padrão do número de espécies com interesse para a conservação (A) e do número de espécies exóticas (B) nas cinturas externa, média e interna dos charcos temporários.

Com a análise de espécies indicadoras das diferentes cinturas que compõem os CTM, verificou-se que existem 9, 3 e 6 espécies indicadoras nas cinturas externa, média e interna, respetivamente (Tabela 2).

Tabela 2 – Espécies Indicadoras das cinturas dos Charcos temporários mediterrânicos.

Cintura Externa			Cintura Média		
Espécies	Stat.	P-value	Espécies	Stat.	P-value
<i>Juncus bufonius</i>	0,767	0,0001	<i>Isolepis cernua</i>	0,616	0,0214
<i>Juncus capitatus</i>	0,672	0,0003	<i>Agrostis stolonifera</i>	0,598	0,0033
<i>Anagallis arvensis</i>	0,559	0,0058	<i>Lotus hispidus</i>	0,38	0,0216
<i>Isolepis pseudosetacea</i>	0,527	0,0075	Cintura Interna		
<i>Plantago coronopus</i>	0,43	0,0044	Espécies	Stat.	P-value
<i>Briza minor</i>	0,401	0,0156	<i>Callitriche brutia</i>	0,741	0,0001
<i>Centaureum maritimum</i>	0,319	0,0452	<i>Ranunculus peltatus</i>	0,639	0,0001
<i>Trifolium campestre</i>	0,297	0,0455	<i>Juncus heterophyllus</i>	0,575	0,0354
<i>Vulpia bromoides</i>	0,297	0,0499	<i>Myriophyllum spp.</i>	0,474	0,0023
			<i>Paspalum paspaloides</i>	0,41	0,0146
			<i>Glyceria declinata</i>	0,38	0,019

3.3 Estado de Conservação dos Charcos temporários mediterrânicos

Na Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com o banco de sementes do solo dos charcos temporários, o 1º eixo acumula 26,1% de variância e o 2º eixo 21,6%, ou seja, explicam, no seu conjunto, 47,7% da variação. A representação destes dois primeiros eixos mostra uma distribuição dos CTM em função do estado de conservação (Figura 14A). Ao longo do 1º eixo, no lado esquerdo encontram-se os charcos mais degradados (cor vermelha) e no lado direito os que apresentam um bom estado de conservação (cor verde). No entanto, os charcos com estado de conservação intermédio (cor azul) estão distribuídos ao longo de todo o eixo, ora agrupados com os bem conservados ora com os mal conservados. O PCA realizado com os dados da cintura média dos charcos mostra resultados muito semelhantes aos anteriores (Figura 14C). Mas os PCA das cinturas externa e interna (Figuras 14B e 14D, respetivamente) não mostram uma relação tão evidente entre o banco de sementes do solo e o estado de conservação do charco.

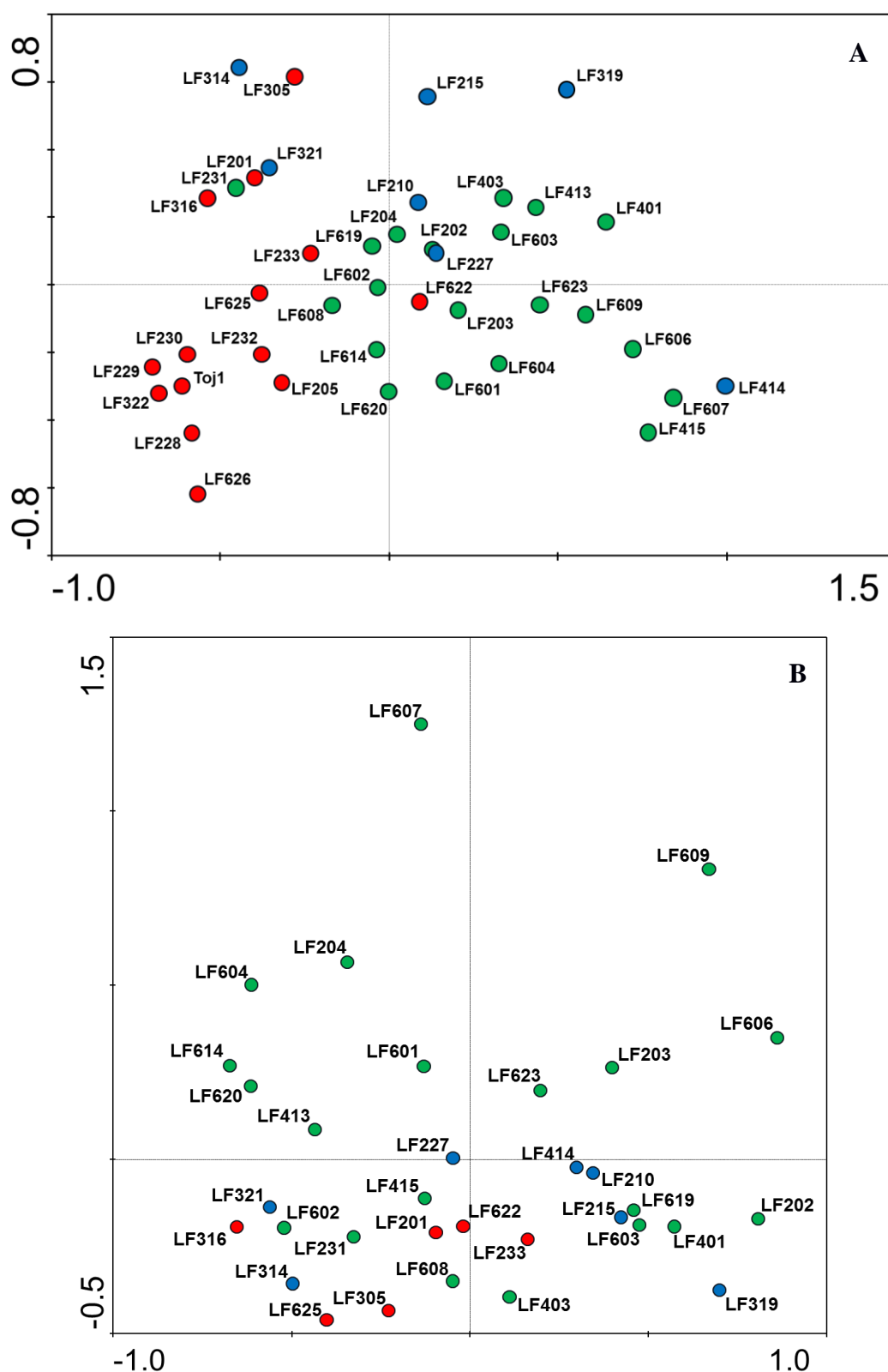


Figura 14 – Análise de Componentes Principais (PCA) dos Charcos temporários mediterrânicos de acordo com o estado de conservação no conjunto das cinturas (A), na cintura externa (B), na cintura média (C) e na cintura Interna (D). Estados de conservação – Bom (Verde); Intermédio (Azul) e Mau (Vermelho).

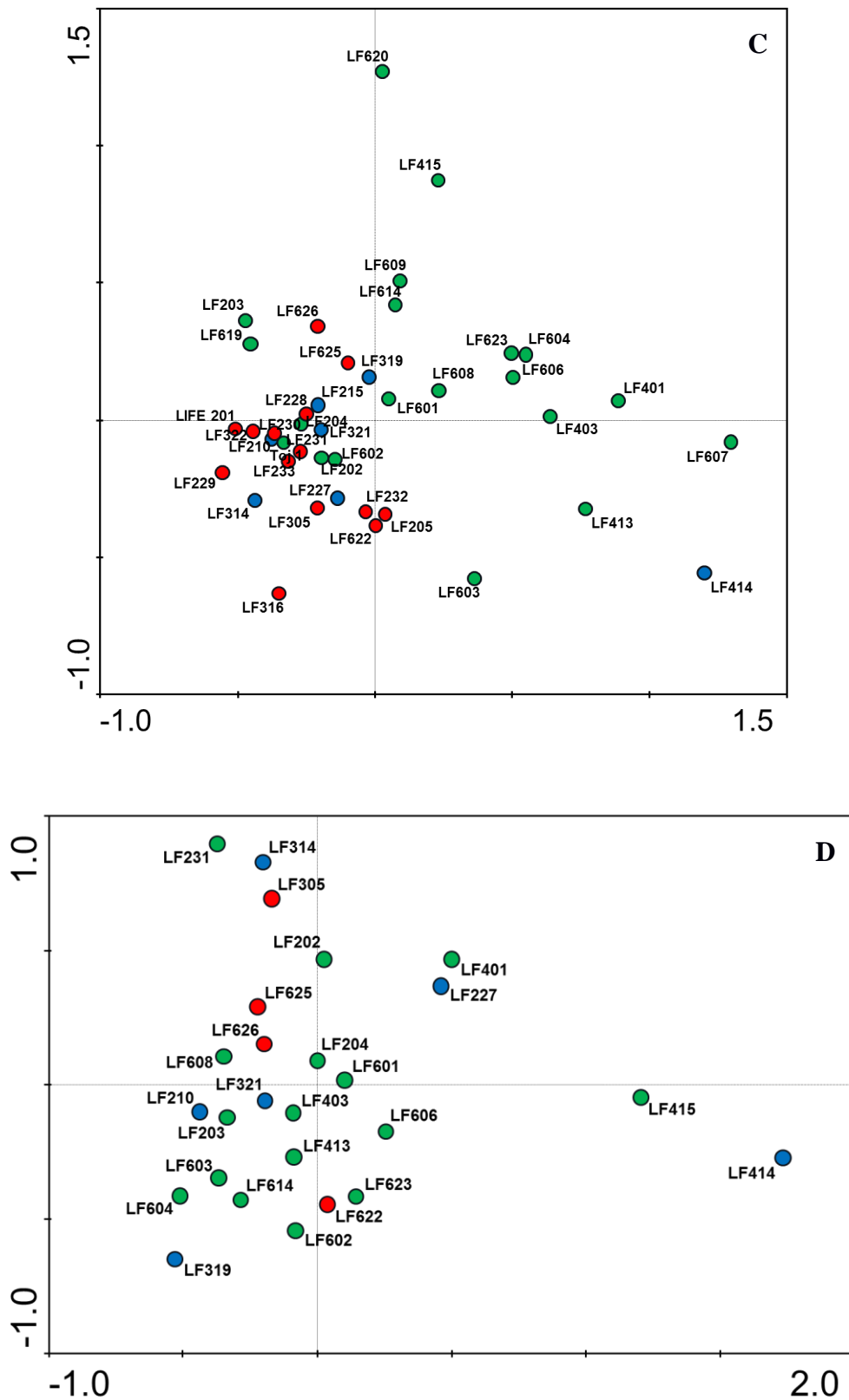


Figura 14 – Análise de Componentes Principais (PCA) dos Charcos temporários mediterrânicos de acordo com o estado de conservação no conjunto das cinturas (A), na cintura externa (B), na cintura média (C) e na cintura Interna (D). Estados de conservação – Bom (Verde); Intermédio (Azul) e Mau (Vermelho).

Não existem diferenças significativas ($P= 0,1928$) entre a riqueza específica do banco de sementes do solo dos CTM quando agrupados pelos seus estados de conservação (Figura 15A). No caso das espécies de zonas húmidas, esta análise mostra que há diferenças significativas ($P= 0,0069$). Os CTM bons apresentam uma maior riqueza de espécies de zonas húmidas do que os CTM com mau estado de conservação (Figura 15B). A análise do número médio de espécies indicadoras nos charcos temporários quando agrupados pelos estados de conservação mostra que existem diferenças significativas ($P= 0,0067$) entre os charcos com bom e mau estado de conservação. Os CTM bem conservados possuem mais espécies indicadoras do que os CTM mal conservados, onde se registou um número reduzido ou ausência destas espécies (Figura 15C).

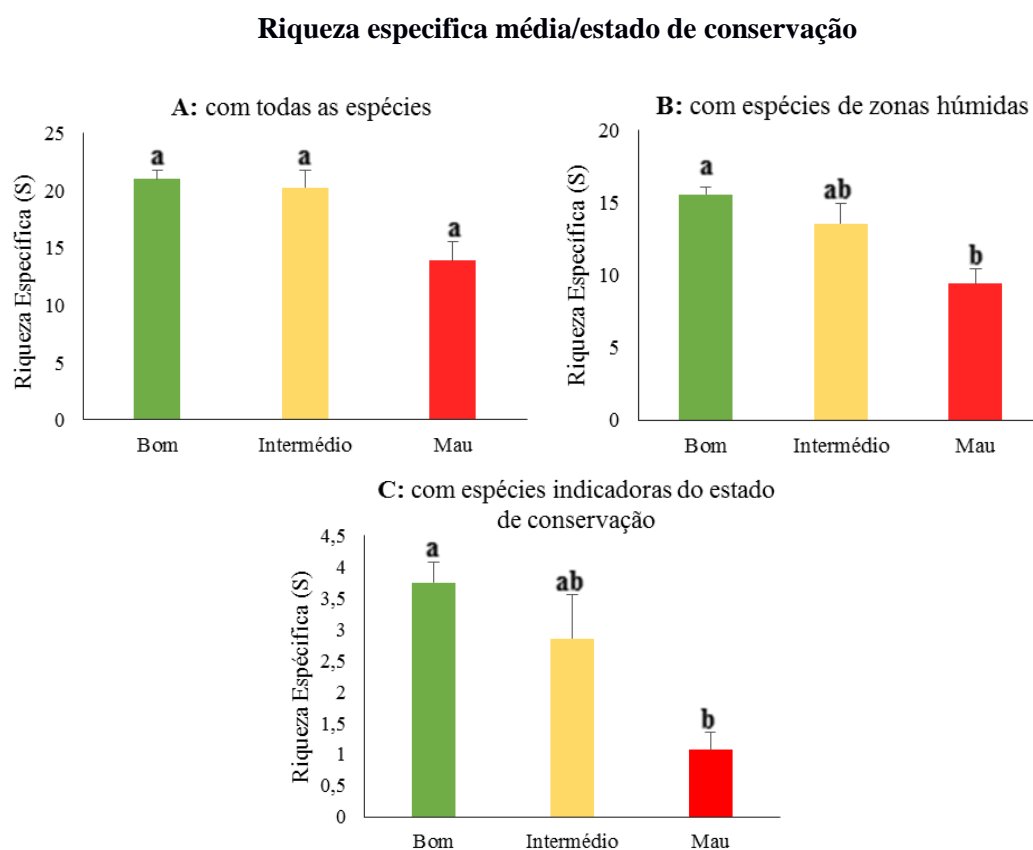


Figura 15 – Riqueza específica média e erro-padrão dos charcos temporários agrupados de acordo com o estado de conservação, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.

Não há diferenças significativas ($P= 0,075$) entre a quantidade média de sementes dos CTM nos vários estados de conservação (Figura 16A). Resultados idênticos verificaram-se também na análise feita com a abundância média de sementes das espécies de zonas

húmidas dos CTM (Figura 16B). Relativamente à análise de comparação de médias da abundância de sementes das espécies indicadoras dos CTM nos vários estados de conservação, verifica-se que há diferenças significativas ($P= 0,0094$). Os charcos bem conservados têm mais sementes de espécies indicadoras do que os charcos mal conservados, onde se registou um número reduzido ou ausência de sementes destas espécies (Figura 16C).

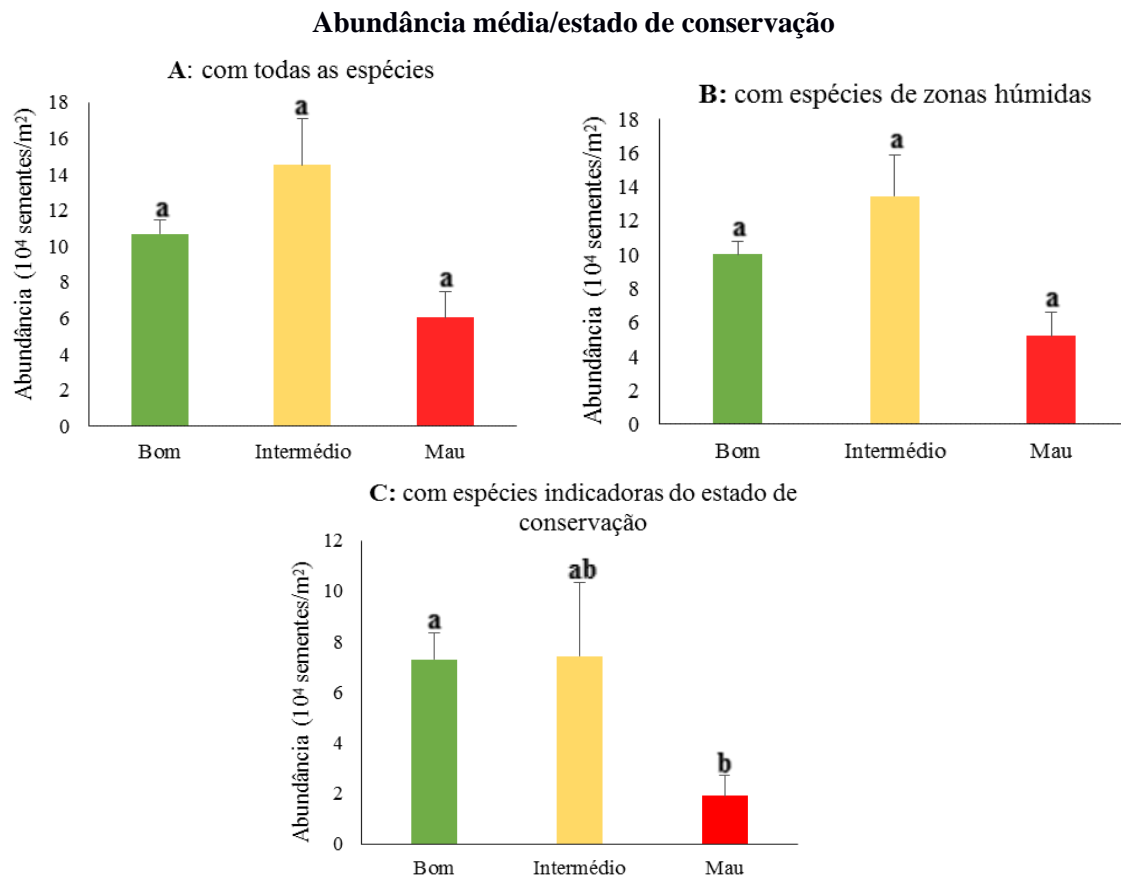


Figura 16 – Abundância média (sementes/m²) e erro-padrão dos charcos temporários agrupados de acordo com o estado de conservação, com todas as espécies (A), com as espécies de zonas húmidas (B) e com apenas as espécies indicadoras do estado de conservação (C). No mesmo gráfico, as letras diferentes representam diferenças significativas.

A análise feita usando o número médio de espécies com um estatuto de proteção nos vários estados de conservação mostra que há diferenças significativas ($P= 0,0021$), entre os charcos com bom e mau estado de conservação. Os CTM bem conservados apresentam maior número de espécies com interesse para conservação do que os CTM mal conservados (Figura 17A). Relativamente ao número médio de espécies exóticas nos vários estados de conservação, também existem diferenças significativas ($P= 0,007$). Contudo, os charcos mal conservados é que apresentam um maior número de espécies

exóticas do que os charcos bem conservados, onde se registou um número reduzido ou ausência de espécies alóctones (Figura 17B).

Número médio de espécies/estado de conservação

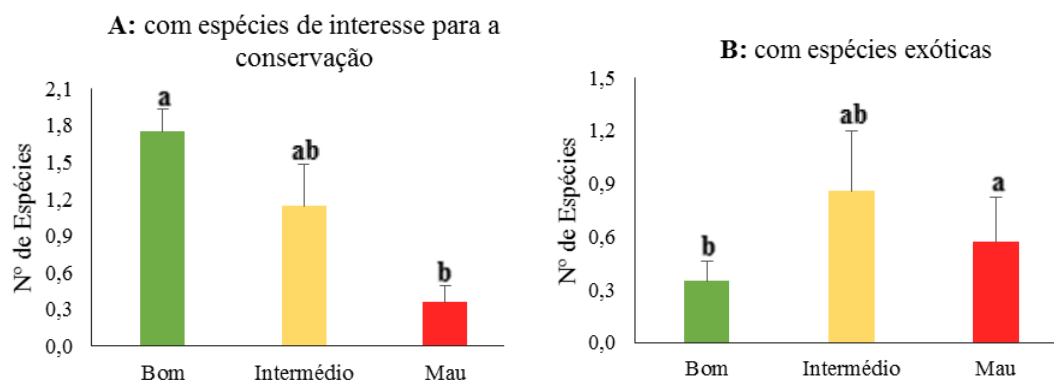


Figura 17 – Média e erro-padrão do número de espécies com interesse para a conservação (A) e do número de espécies exóticas (B) nos charcos temporários agrupados de acordo com o estado de conservação. As diferenças significativas estão representadas a partir das letras que se encontram no topo das colunas.

Os resultados de H' obtidos dos charcos com diferentes estados de conservação mostram que os CTM intermédios são os que apresentam maior variação nos seus valores, sendo que o charco LIFE 414 ($H'=4,0551$) é o que apresenta uma maior diversidade específica em relação a todos os outros (Tabela 1 e Figura 18A). Os charcos maus são, no seu conjunto, os que apresentam os menores valores de H' , destacando-se o charco Toj 1 com a menor diversidade específica ($H'=0,7157$) (Figura 18B).

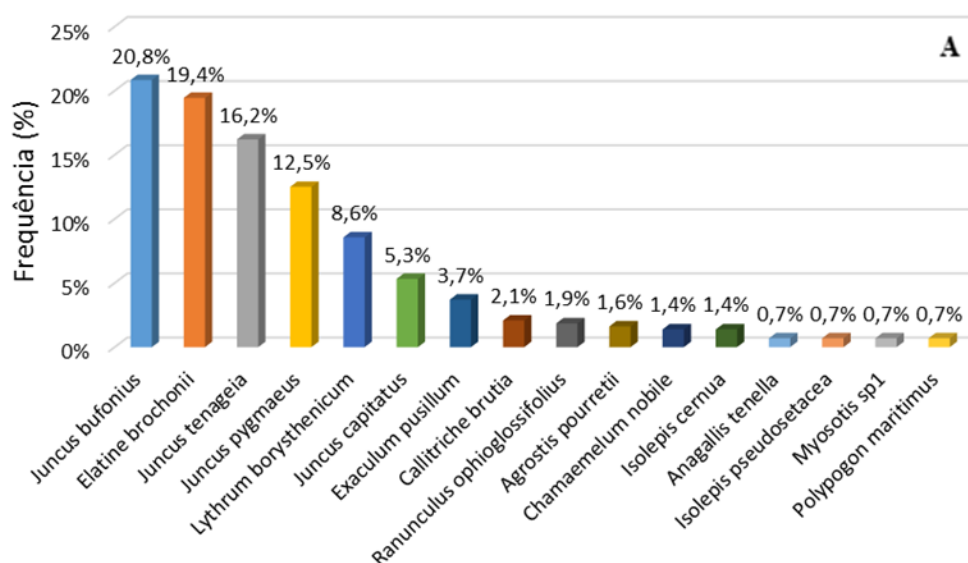


Figura 18 – Frequência de espécies nos Charcos: LIFE 414 (A) e Toj 1 (B).

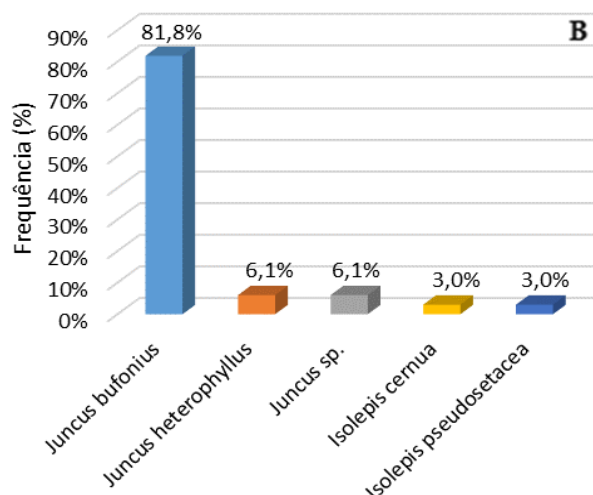


Figura 18 – Frequência de espécies nos Charcos: LIFE 414 (A) e Toj 1 (B).

Com a análise de espécies indicadoras dos estados de conservação dos CTM a partir do banco de sementes do solo, verificou-se que existem 2, 5 e 1 espécies indicadoras dos charcos com um estado de conservação bom, intermédio e mau, respetivamente (Tabela 3).

Tabela 3 – Espécies Indicadoras dos estados de conservação dos Charcos temporários mediterrânicos com base no banco de sementes do solo.

Estado de Conservação - Bom		
Espécies	Stat.	P-value
<i>Solenopsis laurentia</i>	0,666	0,0157
<i>Myosotis sp1</i>	0,612	0,0458
Estado de Conservação - Intermédio		
Espécies	Stat.	P-value
<i>Callitriche brutia</i>	0,786	0,0043
<i>Isolepis cernua</i>	0,763	0,0023
<i>Ranunculus ophioglossifolius</i>	0,617	0,0097
<i>Tolpis barbata</i>	0,595	0,0454
<i>Lotus hispidus</i>	0,563	0,032
Estado de Conservação - Mau		
Espécies	Stat.	P-value
<i>Trifolium resupinatum</i>	0,535	0,0231

3.4 Potencial de Recuperação de Charcos temporários mediterrânicos

A determinação da composição do banco de sementes dos CTM estudados permitiu distingui-los de acordo com a sua capacidade de autorrecuperação. Os charcos com maior e menor capacidade de autorrecuperação estão elencados nas tabelas 4 e 5, respetivamente.

Tabela 4 – Charcos temporários mediterrânicos com valor para a conservação.

Estado de Conservação	Charco	Nº de espécies de zonas húmidas em cada charco	Nº de espécies indicadoras em cada charco	Nº de espécies com interesse para a conservação em cada charco
Bom	LIFE 413	19	6	2
Bom	LIFE 401	19	5	3
Bom	LIFE 403	17	5	2
Intermédio	LIFE 414	17	5	2
Bom	LIFE 202	16	5	3
Bom	LIFE 614	16	5	3
Bom	LIFE 608	15	6	2
Intermédio	LIFE 215	14	5	2
Bom	LIFE 601	13	5	2
Bom	LIFE 620	13	5	2

Tabela 5 – Charcos temporários mediterrânicos com maior degradação.

Estado de Conservação	Charco	Nº de espécies de zonas húmidas em cada charco	Nº de espécies indicadoras em cada charco	Nº de espécies com interesse para a conservação em cada charco
Mau	LIFE 229	6	0	0
Mau	LIFE 322	8	0	0
Mau	LIFE 230	10	0	0
Mau	LIFE 232	13	0	0
Intermédio	LIFE 321	7	1	0
Mau	LIFE 305	12	1	0
Intermédio	LIFE 314	13	1	0
Mau	LIFE 626	3	2	0
Mau	LIFE 316	10	2	0
Mau	LIFE 201	15	2	0

4. Discussão

4.1 Caracterização Geral

Em 41 Charcos temporários mediterrânicos do SIC da Costa Sudoeste foram identificadas 89 espécies de flora (variando de 5 a 27 espécies por charco), distribuídas por 28 famílias. Estes resultados demonstram que no conjunto dos charcos avaliados, há alguns que apresentam uma riqueza específica considerável no seu banco de sementes do solo (ex: charcos LIFE 401, 413 e 414 com 27, 25 e 26 espécies, respetivamente). Isto está de acordo com alguns dos estudos realizados com este tipo de ecossistemas, como por exemplo, os dois charcos temporários situados a Oeste de Creta, com 49 e 50 espécies, respetivamente (Aponte *et al.*, 2010), e um charco temporário em Marrocos com 42 espécies no banco de sementes do solo (Rhazi *et al.*, 2001). Esta diversidade das sementes de flora deve-se à diversidade apresentada pela vegetação que ocorre nos charcos e que resulta da existência de uma alternância anual de fases inundada e seca (regime hidrológico) em conjunto com a topografia do charco (Aponte *et al.*, 2010; Fernandes, 2015; Pinto-Cruz *et al.*, 2009).

Nos charcos temporários estudados, as espécies mais frequentes no banco de sementes do solo são espécies terófitas, anfíbias ou aquáticas, características de zonas húmidas (como por exemplo *Juncus bufonius*, *Isolepis cernua* e *Juncus pygmaeus*, com frequências de 100%, 93% e 78%, respetivamente). Esta frequência de espécies terófitas de zonas húmidas é corroborada por Aponte *et al.* (2010) e Brock & Rogers (1998) e está em consonância com o que é observado na flora real dos CTM (Bagella & Caria, 2012; Ruiz, 2008).

4.2 Distribuição Espacial

Com os resultados obtidos com a comparação de médias da riqueza específica (S) e da abundância respetiva nas cinturas dos CTM, constatou-se que os charcos temporários apresentam maior diversidade de flora nas cinturas externa e média que na interna. Contudo, considerando apenas as espécies de zonas húmidas, verificou-se que apenas a cintura média dos charcos apresenta uma maior riqueza específica do que a cintura interna. A presença de uma maior riqueza específica e/ou abundância de sementes de espécies de zonas húmidas nas cinturas média e interna dos CTM é referida por outros

estudos (Aponte *et al.*, 2010; Brock & Rogers, 1998) e está de acordo com o que se pode observar na vegetação real dos CTM (Pinto-Cruz *et al.*, 2009).

A grande diversidade de flora existente na cintura externa dos CTM pode ser proveniente da dispersão de sementes de outros locais para os CTM, onde se vão acumulando no banco de sementes do solo, principalmente na cintura externa, durante o período de seca. Por outro lado, a menor riqueza ou abundância de sementes na cintura interna dos CTM pode ficar a dever-se ao fato de haver menos espécies adaptadas a inundações longas, como é o caso das aquáticas, nos bancos de sementes do solo dos CTM (Bliss & Zedler, 1998), o que coincide com o que é observado na vegetação real dos charcos. No caso das espécies de zonas húmidas, a grande abundância de sementes que se verifica na cintura externa dos CTM pode estar relacionada com a abundância de espécies anuais, como *Juncus bufonius* e *Juncus capitatus*, também apuradas como espécies indicadoras na cintura externa dos CTM (ver Tabela 2), que produzem uma grande quantidade de sementes.

Os resultados obtidos relativamente à riqueza específica e abundância dos charcos ao longo das cinturas pode estar relacionado também com o facto de as amostras de solo terem sido mantidas à capacidade de campo. Estas condições podem ter sido mais adequadas para a germinação de espécies terrestres e anfíbias do que para espécies aquáticas, levando a registos de uma maior diversidade e abundância de flora nas cinturas externa e média dos charcos temporários analisados. Assim, a menor riqueza de espécies de plantas que se verificou na cintura interna pode também ter sido devido a uma baixa germinação por parte das espécies aquáticas nas amostras de solo.

Relativamente à análise de sementes de espécies indicadoras presentes no banco de sementes do solo das cinturas dos CTM, verificou-se que há 9 espécies indicadoras na cintura externa, sendo 3 características de zonas húmidas (*Isolepis pseudosetacea*, *Juncus bufonius* e *Juncus capitatus*). Entre as espécies apuradas, destacam-se 5 (*Briza minor*, *Centaureum maritimum*, *Isolepis pseudocetacea*, *Juncus bufonius* e *Juncus capitatus*) por também terem sido consideradas espécies indicadoras da vegetação real na cintura externa dos CTM por Pinto-Cruz *et al.* (2009) e Ferreira (2010). Na cintura intermédia, verificou-se que há 3 espécies indicadoras, das quais 2 são espécies características de zonas húmidas (*Isolepis cernua* e *Lotus hispidus*). Estas 3 espécies (*Agrostis stolonifera*, *Isolepis cernua* e *Lotus hispidus*) destacam-se por terem sido já referidas como sendo espécies indicadoras da vegetação real na cintura intermédia dos CTM (Pinto-Cruz *et al.*,

2009; Ferreira, 2010). Por fim, na cintura interna dos CTM, verificou-se que existem 6 espécies indicadoras, das quais 5 são características de zonas húmidas (*Callitriche brutia*, *Glyceria declinata*, *Juncus heterophyllus*, *Myriophyllum spp.* e *Ranunculus peltatus*). Segundo Pinto-Cruz *et al.* (2009) e Ferreira (2010), das 6 espécies apuradas, 3 espécies (*Callitriche brutia*, *Myriophyllum spp.* e *Ranunculus peltatus*) são também consideradas indicadoras da vegetação real na cintura interna dos CTM.

4.3 Estado de Conservação dos Charcos temporários mediterrânicos

Na Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com o banco de sementes do solo dos charcos temporários estudados, foi possível observar a distribuição destes segundo o seu estado de conservação, assim como no PCA feito para a cintura média dos charcos. Contudo, a separação entre charcos bem e mal preservados não foi visível nos PCA das cinturas externa e interna dos charcos, devido a alguns fatores:

- A cintura externa dos CTM é inundada menos tempo e apresenta espécies mais terrestres (Aponte *et al.*, 2010; Brock & Rogers, 1998);
- Alguns dos charcos degradados não apresentam uma cintura interna evidente, devido à perda da capacidade de retenção de água por parte destes (Zacharias & Zamparas, 2010).

A realização dos PCA contribuiu também para confirmar que o banco de sementes do solo dos charcos com grau de conservação intermédio (classificado a partir de outros parâmetros) poderá fornecer informações mais detalhadas acerca do seu estado de conservação potencial. O charco LIFE 414, por exemplo, encontra-se separado de forma evidente dos CTM mal conservados, relacionando-se mais com os bem conservados, o que pode significar que possui um bom estado de conservação em termos da composição florística, e não necessita de restauro da flora mas apenas que cesse a perturbação que o torna mal conservado.

Relativamente à diversidade de espécies de zonas húmidas dos CTM nos vários estados de conservação, constatou-se que os charcos bem conservados apresentam uma maior riqueza específica no seu banco de sementes do que os charcos com um estado de conservação mau, o que é corroborado pelos estudos realizados por Aponte *et al.* (2010) e relaciona-se com o que é observado na vegetação real dos CTM (Lumbreras *et al.*,

2016). A presença de uma menor riqueza e/ou abundância de espécies indicadoras nos charcos mal conservados relativamente aos charcos bem preservados, reforça a ideia de que estas espécies são sensíveis às perturbações que ocorrem neste habitat (Bagella *et al.*, 2010; Lumbreras *et al.*, 2016).

A existência de um maior número de espécies com interesse para a conservação nos CTM bem conservados do que nos mal conservados, vem confirmar que os charcos bem preservados contêm uma maior riqueza específica no seu banco de sementes do solo, incluindo as espécies de zonas húmidas, as indicadoras e, muitas vezes, as espécies com interesse para a conservação, o que também se reflete na vegetação real (Lumbreras *et al.*, 2016; Rhazi *et al.*, 2001). Relativamente aos bancos de sementes do solo dos charcos com um estado de conservação mau, estes tendem a seguir o mesmo padrão que a flora real, devido às perturbações contínuas a que a vegetação potencial e real estão sujeitas. Concretamente, os charcos mal conservados que apresentam um número reduzido ou ausência de sementes de espécies indicadoras e/ou de interesse para a conservação no seu banco de sementes do solo podem refletir a vegetação real, que apresenta uma menor diversidade destas espécies ou mesmo a sua ausência. No caso dos charcos com um estado de conservação intermédio não existe uma relação padronizada entre a vegetação potencial e real, porque os bancos de sementes do solo destes tanto podem apresentar uma riqueza específica e/ou uma abundância de sementes semelhantes aos dos charcos bem conservados como aos dos mal conservados.

Os charcos mal conservados apresentam uma riqueza de espécies de zonas húmidas e/ou indicadoras reduzida devido a vários fatores, como alterações no funcionamento hidrológico e usos do solo alterados pelo homem para fins agrícolas (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015; Ruiz, 2008). Estas alterações podem pôr em causa a capacidade dos charcos de acumular água, assim como favorecer o crescimento ou a colonização de espécies terrestres em detrimento das espécies características de zonas húmidas e/ou indicadoras do estado de conservação (Zacharias & Zamparas, 2010). Isto também se aplica no caso das espécies com estatuto de proteção nos CTM degradados.

A presença de espécies exóticas nos CTM estudados pode ter contribuído para a degradação destes, já que se verificou um aumento da presença de sementes destas espécies nos charcos mal conservados relativamente aos bem preservados, onde se registou um número reduzido ou ausência de espécies alóctones. A ocorrência destas poderá ter posto em causa a existência de várias espécies autóctones ou restritas a este

habitat e que não estão preparadas para coexistir com este tipo de espécies (Aponte *et al.*, 2010; Faist *et al.*, 2013; Ruiz, 2008).

Com o cálculo do Índice de Shannon, verificou-se também que a diferença dos valores de H' que existe entre os charcos bem e mal preservados é o esperado, já que os CTM com um bom estado de conservação apresentam uma maior diversidade de espécies de plantas do que os charcos degradados que contêm uma menor diversidade específica, o que é corroborado por vários estudos (Aponte *et al.*, 2010; Lumbreras *et al.*, 2016; Rhazi *et al.*, 2001). No entanto, no conjunto dos charcos intermédios, há uma variabilidade maior dos valores de H' , o que demonstra a utilidade da avaliação do banco de sementes do solo destes charcos para determinação do seu estado de conservação potencial, isto é, para avaliar a sua capacidade de recuperação ou a sua necessidade de restauro. Por exemplo, o charco LIFE 414 é uma zona húmida com um estado de conservação intermédio, mas o valor de H' que este apresenta é maior do que os dos charcos bem conservados e de todos os que foram submetidos a este índice. Portanto, a partir da diversidade de espécies que o banco de sementes do solo deste CTM apresenta, podemos considerar que tem capacidade para vir a ser um charco bem conservado. O charco LIFE 321, por outro lado, é um CTM intermédio com um valor de H' semelhante a alguns dos charcos com estado de conservação mau. Isto significa que esta zona húmida já não possui no seu banco de sementes o elenco florístico diverso que lhe permitiria a recuperação, uma vez resolvidos outros impedimentos de natureza abiótica, e que teria que ser objeto de restauro implicando transferência de solos de CTM vizinhos bem conservados.

Relativamente à análise de sementes de espécies indicadoras dos estados de conservação dos CTM, verificou-se que há 2 espécies indicadoras dos charcos bem conservados (*Myosotis spl* e *Solenopsis laurentia*), características de zonas húmidas que se destacam por terem sido definidas, em Lumbreras *et al.* (2016), como espécies indicadoras dos CTM com bom estado de conservação. Na análise do banco de sementes verificou-se que existem 5 espécies indicadoras dos charcos com um estado de conservação intermédio, sendo 4 destas características de zonas húmidas (*Callitriche brutia*, *Isolepis cernua*, *Lotus hispidus* e *Ranunculus ophioglossifolius*) mas apenas uma, o *Lotus hispidus*, foi definida por Pinto-Cruz *et al.* (2009) como uma espécie indicadora dos charcos temporários bem conservados.

4.4 Charcos temporários mediterrânicos com valor para a conservação

As tabelas 4 e 5 foram construídas de forma a mostrar quais os CTM com maior e menor potencial de autorrecuperação, respetivamente. Na tabela 4 estão listados os charcos que possuem um banco de sementes do solo com espécies importantes para a conservação e que, portanto, podem vir a contribuir para a melhoria do estado de conservação dos charcos, desde que sejam eliminadas as fontes de perturbação. Na tabela 5 estão elencados os charcos que apresentam um banco de sementes pobre e para os quais a autorrecuperação se torna difícil. Este conhecimento poderá vir a ser importante para o delineamento de estratégias de recuperação ou restauração futuras.

A avaliação do banco de sementes do solo permite-nos conhecer os charcos que precisam de uma restauração mais intensa das comunidades de plantas que os compõem, como os charcos LIFE 229, 321 e 626, que parecem não ter no seu banco de sementes as espécies que fariam deles bons candidatos a uma autorrecuperação. Ao mesmo tempo, esse procedimento permitiu-nos também determinar os charcos com um banco de sementes mais adequado para utilizar como dadores de solos para recuperação de charcos próximos, minimizando a erosão dos recursos genéticos.

4.5 Questões Futuras

Neste estudo, o uso do método da germinação para determinação do banco de sementes do solo dos charcos temporários mediterrânicos permitiu o apuramento de uma parte significativa do banco de sementes. Contudo, admitimos que não tenha sido possível fazer a sua avaliação completa, e que a densidade do banco de sementes possa ter sido subestimada devido a fatores intrínsecos às sementes, como é o caso da dormência, ou extrínsecos, como a especificidade das condições ambientais ótimas para a germinação de todas as espécies. Assim, é preferível a manutenção das amostras de solo em condições de habitat simulados por maiores períodos de tempo, se queremos que a estimação da densidade e da composição do banco de sementes do solo seja feita de forma completa (Mcfarland & Shafer, 2011; Price, 2010). Por outro lado, a manutenção de um período de inundação sobre as amostras de solo teria sido aconselhável, porque promove as condições hidrológicas adequadas e necessárias para a germinação das espécies aquáticas contidas nos bancos de sementes dos charcos.

5. Conclusões

A avaliação da abundância, distribuição e composição de espécies do banco de sementes do solo destes *habitats* permite ter uma dimensão do papel que este desempenha na recuperação de uma zona húmida temporária como é o caso dos CTM. Assim, no SIC da Costa Sudoeste, foi avaliado o estado de conservação potencial de 41 Charcos temporários mediterrânicos, a partir do seu banco de sementes do solo.

Com os resultados obtidos, pode-se concluir que os bancos de sementes do solo dos charcos bem conservados apresentam uma grande riqueza específica, que inclui espécies de zonas húmidas, espécies indicadoras do estado de conservação e espécies com estatuto de proteção. Os charcos mal conservados, por outro lado, apresentam uma menor riqueza de espécies de plantas, havendo mesmo ausência de espécies indicadoras ou com interesse para a conservação em alguns CTM. Relativamente aos charcos intermédios, o conhecimento dos seus bancos de sementes poderão ajudar a definir se estes charcos podem ou não ser autorrecuperados. Relativamente à distribuição espacial das sementes verificou-se que as cinturas média e externa dos charcos analisados apresentam maior riqueza específica por reunirem espécies anfíbias e terrestres, e abundância elevada de sementes, que resulta da presença espécies terófitas prolíficas, como é o caso de *Juncus bufonius* e *Juncus capitatus*. Em contrapartida, a cintura interna apresenta poucas espécies, maioritariamente aquáticas por estarem adaptadas a inundações prolongadas, e menos sementes. A avaliação do estado de conservação potencial destes CTM, permitiu também definir charcos com valor para a conservação e que poderão vir a ser importantes para futuras estratégias de recuperação e de restauro dos charcos mais degradados na sua proximidade.

O método de germinação usado para este estudo permitiu avaliar a densidade e a composição do banco de sementes do solo dos CTM, contudo esta avaliação terá seguramente sido incompleta, porque nem todas as sementes que ocorrem no banco de sementes terão germinado durante o período de estudo. A subestimação da densidade ficou a dever-se à existência de sementes dormentes e às condições ambientais não terem sido as mais adequadas para germinação de algumas espécies. Por isso, é aconselhável, para estudos futuros, a colocação das amostras de solo em condições de habitat por longos períodos de tempo.

6. Bibliografia

- Aláez M.F., Aláez C.F., Rodríguez S. & Bécares E. (1999). Evaluation of the state of conservation of shallow lakes in the province of Leon (Northwest Spain) using botanical criteria. *Limnetica*. 17: 107-117.
- Aponte C., Kazakis G., Ghosn, D. & Papanastasis V. P. (2010). Characteristics of the soil seed bank in Mediterranean temporary ponds and its role in ecosystem dynamics. *Wetlands Ecology and Management*. 18: 243–253.
- Baggela S. & Caria M. C. (2012). Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies*. 335: 69-76.
- Baggella S., Gascón S., Caria M.C., Sala J., Mariani M.A. & Boix D. (2010). Identifying key environmental factors related to plant and crustacean assemblages in Mediterranean temporary ponds. *Biodiversity and Conservation*. 19: 1749-1768.
- Beja P. & Alcazar R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*. 114: 317–326.
- Bekker R. M., Bakker J. P., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschlod P., Thompson K. & Willems J. H. (1998). Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Functional Ecology*. 12: 834-842.
- Belo A., Lumbreras A. & Pinto-Cruz C. (2014). Soil seed bank evaluation: a tool for temporary pond recovery. International Conference Wetlands 2014 - Wetlands Biodiversity and Services: tools for the socio-ecological development. Huesca, Spain. Abstract book: 42.
- Bliss S. A. & Zedler P. H. (1998). The germination process in vernal pools: sensitivity to environmental conditions and effects on community structure. *Oecologia*. 113: 67-73.
- Bossuyt B. & Honnay O. (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*. 19: 875-884.
- Brock M. A. & Rogers K. H. (1998). The regeneration potential of the seed bank of an ephemeral floodplain in South Africa. *Aquatic Botany*. 61: 123-135.
- Cáceres M.D., Oliva F., Font X. & Vives S. (2007). Ginkgo, a program for non-standard multivariate fuzzy analysis. *Advances in Fuzzy Sets and Systems*. 2: 41–56.

- Céréghino R., Biggs J., Oertli B. & Declerck S. (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*. 597: 1-6.
- Céréghino R., Boix D., Cauchi H. M., Martens K. & Oertli B. (2014). The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia*. 723: 1-6.
- Climate-Data.org. (pt.climate-data.org, consultado em: 27/11/2015).
- Csontos P. (2007). Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology*. 8: 75-85.
- DeBerry D. A. & Perry J. E. (2000). Wetland Seed Banks: Research in Natural and Created Wetlands. Technical Report No. 00-4 (www.ccrm.vims.edu, consultado em: 08/03/2016).
- EPCN (European Pond Conservation Network). (2008). The Pond Manifesto. (www.europeanponds.org, consultado em: 26/12/2015).
- Faist A. M., Ferrenberg S. & Collinge S. K. (2013). Banking on the past: seed banks as are servoir for rare and native species in restored vernal pools. *AoB PLANTS* 5: plt043; doi:10.1093/aobpla/plt043.
- Fernandes M. P. (2015). Avaliação do Estado de Conservação de Charcos Temporários Mediterrânicos no Sítio Costa Sudoeste. Tese de Mestrado. Universidade de Évora. Évora.
- Ferreira C.S.B.P.C. (2010). Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal – Vegetação e dinâmica dos charcos temporários mediterrânicos do Sudoeste Alentejano. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.
- Finch-Savage W. E. & Leubner-Metzger G. (2006). Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist*. 171: 501-523.
- Flora-On (Flora de Portugal Interativa). (2014). Sociedade Portuguesa de Botânica. (www.flora-on.pt, consultado em: 08/03/2016).
- Grillas P., Gauthier P., Yavercovski N. & Perennou C. (eds.). (2004). *Mediterranean temporary pools I: issues relating to conservation, functioning and management*. Station biologique de la Tour du Valat. Arles, França.
- Hidroprojecto. (2008). *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina – Estudo de Base. Etapa 1 - Descrição*. Vol. I/III. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Lisboa, Portugal.

- ICNF (Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas). (<http://www.icnf.pt/portal>, consultado em: 27/11/2015).
- IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera). (2015). Normais Climatológicas: 1971-2000 (Beja e Faro). (www.ipma.pt, consultado em: 08/03/2016).
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2015). The IUCN Red of List of Threatened Species. Versão 2015-4. (www.iucnredlist.org, consultado em: 08/03/2016).
- Keddy P.A., Fraser L.H., Solomeshch A.I., Junk W.J., Campbell D.R., Arroyo M.T.K. & Alho C.J.R. (2009). Wet and Wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*. 59: 39-51.
- Levassor C., Ortega M. & Peco B. (1990). Seed bank dynamics of Mediterranean pastures subjected to mechanical disturbance. *Journal of Vegetation Science*. 1: 339-344.
- Life Charcos. (www.lifecharcos.lpn.pt, consultado em: 27/11/2015).
- Lumbreras A., Marques J. T., Belo A. F., Cristo M., Fernandes M., Galioto D., Machado M., Mira A., Sá-Sousa P, Silva R., Sousa L. G. & Pinto-Cruz C. (2016). Assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds using biodiversity: a new tool for practitioners. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-016-2697-7.
- Luzuriaga A. L., Escudero A., Olano J. M. & Loidi J. (2005). Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica*. 27: 57-66.
- Marañón T. (1998). Soil seed bank and community dynamics in an annual-dominated Mediterranean salt-marsh. *Journal of Vegetation Science*. 9: 371-378.
- Mcfarland D. G. & Shafer D. J. (2011). Protocol considerations for aquatic plant seed bank assessment. *Journal of Aquatic Plant Management*. 49: 9-19.
- Neff K. P., Rusello K. & Baldwin A. H. (2009). Rapid Seed Bank Development in Restored Tidal Freshwater Wetlands. *Restoration Ecology*. 17: 539-548.
- Pakeman R. J. & Small J. L. (2005). The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap generation. *Journal of Vegetation Science*. 16: 121-130.
- Pérez-Bilbao A., Benetti C. J. & Garrido J. (2015). Biodiversity and conservation of temporary ponds – assessment of the conservation status of “Veiga de Ponteliñares”, NW Spain (Natura 2000 Network), using freshwater invertebrates. In: Lo Y.H., Blanco J.A., Roy S. (eds.). *Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function*. Agricultural and Biological Sciences. pp. 241-269.

- Pinto-Cruz C., Molina J. A., Barbour M., Silva V. & Espirito-Santo M. D., (2009). Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia*. 634: 11-24.
- Pinto-Cruz C. & Canha P. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Universidade de Évora.
- Pinto-Cruz C., Silva V., Pedroso N. M. & Canha P. (2011). Charcos Temporários do Sul de Portugal. Universidade de Évora.
- Price J. N., Wright B. R., Gross C. L. & Whalley W. R. D. B. (2010). Comparison of seedling emergence and seed extraction techniques for estimating the composition of soil seed banks. *Methods in Ecology and Evolution*. 1: 151-157.
- Ramsar (2013). *The Ramsar Convention Manual: A guide to the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. 6th Edition. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Suíça.
- Rhazi L., Grillas P., Toure A. M. & Ham L.T. (2001). Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Life Sciences*. 324: 165-177.
- Rhazi M., Grillas P., Charpentier A. & Médail F. (2004). Experimental management of Mediterranean temporary pools for conservation of the rare quillwort *Isoetes setacea*. *Biological Conservation*. 118: 675-684.
- Rivas-Martínez S. (2007). *Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España*. Itinera Geobotanica. 17: 5-436.
- Ruiz E. (2008). Management of Natura 2000 habitats *Mediterranean Temporary Ponds 3170. European Commission. (ec.europa.eu, consultado em: 26/12/2015).
- R Core Team (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (www.R-project.org, consultado em: 20/03/2016).
- Ter Braak C. J. F. & Smilauer P. (2002). *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York: 500 pp.
- Van den Broeck M., Waterkeyn A., Rhazi L., Grillas P. & Brendonck L. (2015). Assessing the ecological integrity of endorheic wetlands, with focus on Mediterranean temporary ponds. *Ecological Indicators*. 54: 1-11.
- Williams P., Biggs J., Fox G., Nicolet P. & Whitfield M. (2001). History, origins and importance of temporary ponds. *Freshwater Forum*. 17: 7-15.

- Zacharias I., Dimitriou E., Dekker A. & Dorsman E. (2007). Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology*. 28: 1-9.
- Zacharias I. & Zamparas M. (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation*. 19: 3827–3834.

Anexo 1

Lista de espécies de plântulas identificadas nas amostras de solo e respetiva classificação

Família	Espécies Identificadas	Espécies de Zonas Húmidas	Espécies Indicadoras	Espécies com estatuto de proteção	Espécies Exóticas
<i>Aizoaceae</i>	<i>Carpobrotus edulis</i>				x
<i>Alismataceae</i>	<i>Baldellia ranunculoides</i>	x			
<i>Amaranthaceae</i>	<i>Atriplex prostrata</i>				
<i>Apiaceae</i>	<i>Apium nodiflorum</i>				
	<i>Eryngium corniculatum</i>	x	x	x	
	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	x			
<i>Asteraceae</i>	<i>Bellis annua</i>				
	<i>Chamaemelum nobile</i>		x		
	<i>Cotula coronopifolia</i>				x
	<i>Dittrichia viscosa</i>				
	<i>Leontodon taraxacoides</i>				
	<i>Logfia gallica</i>				
	<i>Pseudognaphalium luteo-album</i>				
	<i>Pulicaria paludosa</i>				
<i>Boraginaceae</i>	<i>Tolpis barbata</i>				
	<i>Myosotis sp1*</i>	x	x		
	<i>Myosotis sp2*</i>	x	x		
<i>Campanulaceae</i>	<i>Jasione montana</i>				
	<i>Solenopsis laurentia</i>	x	x		
<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Illecebrum verticillatum</i>	x	x		
	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>				
	<i>Silene laeta</i>	x			
	<i>Spergula arvensis</i>				
	<i>Spergula purpurea</i>				
	<i>Spergularia sp.*</i>				
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperaceae 1**</i>	x			
	<i>Eleocharis palustris</i>	x			
	<i>Isolepis cernua</i>	x			
	<i>Isolepis pseudosetacea</i>	x			
<i>Elatinaceae</i>	<i>Elatine brochonii</i>	x		x	
	<i>Elatine macropoda</i>	x		x	
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Euphorbia exigua</i>				

<i>Fabaceae</i>	<i>Lotus hispidus</i>	x			
	<i>Ornithopus pinnatus</i>				
	<i>Trifolium campestre</i>				
	<i>Trifolium resupinatum</i>	x			
	<i>Trifolium sp.*</i>				
	<i>Trifolium suffocatum</i>				
<i>Gentianaceae</i>	<i>Centaurium erythraea</i>				
	<i>Centaurium maritimum</i>				
	<i>Exaculum pusillum</i>	x	x	x	
<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium dissectum</i>				
<i>Haloragaceae</i>	<i>Myriophyllum sp.*</i>	x			
<i>Hypericaceae</i>	<i>Hypericum humifusum</i>				
<i>Isoetaceae</i>	<i>Isoetes setaceum</i>	x	x	x	
	<i>Isoetes sp.*</i>	x	x		
	<i>Isoetes velatum</i>	x	x		
<i>Juncaceae</i>	<i>Juncus bufonius</i>	x			
	<i>Juncus bulbosus</i>	x			
	<i>Juncus capitatus</i>	x			
	<i>Juncus effusus</i>	x			
	<i>Juncus heterophyllus</i>	x			
	<i>Juncus maritimus</i>	x			
	<i>Juncus pygmaeus</i>	x			
	<i>Juncus sp.*</i>	x			
	<i>Juncus tenageia</i>	x			
<i>Lamiaceae</i>	<i>Calamintha nepeta</i>				
	<i>Mentha pulegium</i>	x			
<i>Linaceae</i>	<i>Radiola linoides</i>	x			
<i>Lythraceae</i>	<i>Lythrum borysthenticum</i>	x			
	<i>Lythrum hyssopifolia</i>	x			
	<i>Lythrum junceum</i>	x			
<i>Plantaginaceae</i>	<i>Callitriche brutia</i>	x			
	<i>Callitriche stagnalis</i>	x			
	<i>Plantago coronopus</i>				
<i>Poaceae</i>	<i>Agrostis pourretii</i>				
	<i>Agrostis stolonifera</i>				
	<i>Anthoxanthum aristatum</i>				
	<i>Briza maxima</i>				
	<i>Briza minor</i>				
	<i>Gaudinia fragilis</i>				
	<i>Glyceria declinata</i>	x			
	<i>Holcus lanatus</i>				
	<i>Lolium rigidum</i>				
	<i>Lolium sp.*</i>				

<i>Poaceae</i>	<i>Paspalum paspaloides</i>				x
	<i>Poa annua</i>				
	<i>Polypogon maritimus</i>		x		
	<i>Polypogon monspeliensis</i>	x			
	<i>Vulpia bromoides</i>				
<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum aviculare</i>				
<i>Primulaceae</i>	<i>Anagallis arvensis</i>				
	<i>Anagallis tenella</i>	x			
<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculus ophioglossifolius</i>	x			
	<i>Ranunculus peltatus</i>	x	x		
	<i>Ranunculus trilobus</i>	x			
	<i>Ranunculus tripartitus</i>	x			
<i>Rubiaceae</i>	<i>Galium debile</i>				
<i>Typhaceae</i>	<i>Typha domingensis</i>	x			

As espécies de zonas húmidas, as espécies indicadoras do estado de conservação, as espécies com interesse para a conservação e as espécies exóticas foram classificadas de acordo com comunicação pessoal de Carla Pinto-Cruz, Lumbreras *et al.* (2016), IUCN (2015) e Flora-On (2014), respetivamente.

* Plântulas identificadas até ao género; ** Plântulas identificadas até à família.